



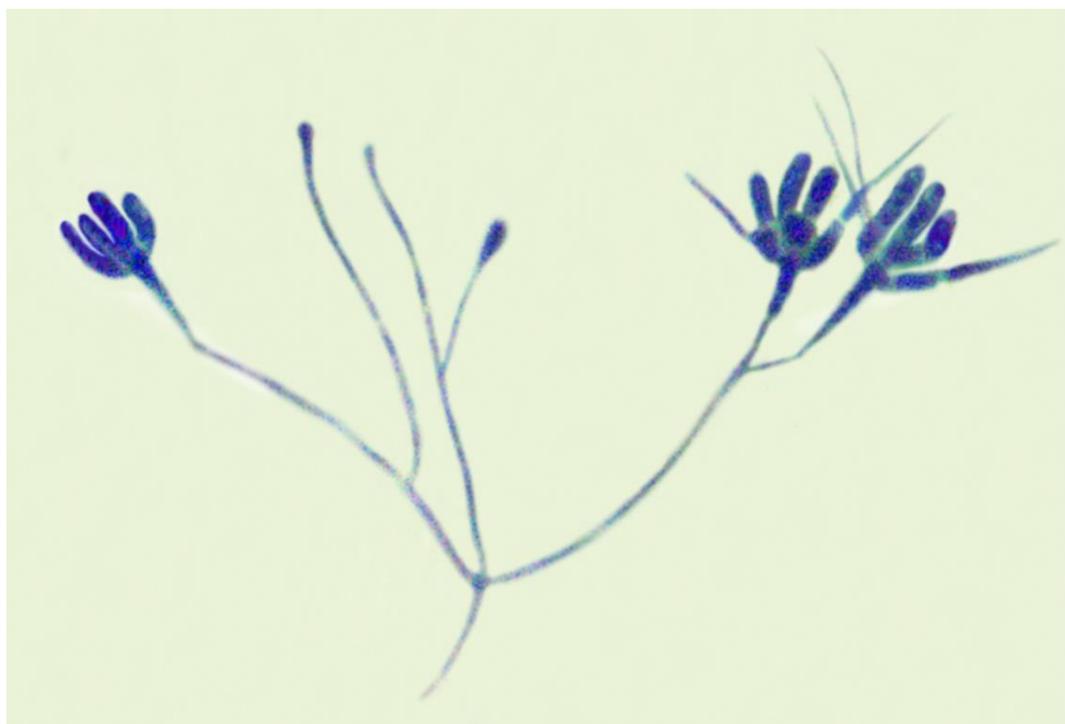
Universidad Nacional de Luján

Tesis para optar al Título de Doctor en Ciencias Aplicadas

Efecto del impacto de actividades antrópicas en arroyos pampeanos sobre las comunidades acuáticas de hifomicetes

Sebastián Kravetz

Directores: Dr. Adonis Giorgi
Dra. Beatriz Á. González



2020

A mis hijas Dalia y Jazmín

AGRADECIMIENTOS

Mi agradecimiento a todas las personas que de una u otra forma hicieron posible la realización de esta tesis.

A mis directores Adonis Giorgi y Beatriz González, por tanto apoyo, el compañerismo, el compromiso, la confianza, las infinitas charlas, sus invaluable consejos, enseñanzas, paciencia y dedicación; los miles de kilómetros recorridos con Adonis y las experiencias inolvidables durante los muestreos.

A los compañeros del Pephon, por su ayuda en los muestreos y procesamiento de las muestras. Queto por estar siempre a disposición; Laura, Caro I y Caro II por su ayuda en los análisis químicos.

A Florencia Huta y Sofía Jiménez que colaboraron en los muestreos y experimentos como pasantes, en especial a Flor por su dedicación y entusiasmo, las horas de trabajo y las charlas compartidas.

A Alejandra Pardo por su ayuda con la elaboración de los mapas, su entusiasmo con los hifomicetes acuáticos y los conocimientos compartidos; por todo lo aprendido junto a ella en el intento de transmitirle mi experiencia a la distancia.

A los compañeros del laboratorio de Fitopatología, por los momentos compartidos.

A Jonatan Gómez por su ayuda en los análisis estadísticos y la formulación de los modelos.

A la Dra. Andrea Romero, por su ayuda en la determinación de las especies, por transmitir con entusiasmo su pasión por los hongos y sus conocimientos en cada encuentro.

Al Dr. Mario Saparrat por sus sugerencias, su predisposición y la buena onda de siempre.

Al Lic. Santiago Tarda por los encuentros en los congresos, las charlas compartidas y sus consultas que al intentar responderlas me ayudaron a mejorar la comprensión de los hifomicetes

A la Dra. Agostina Marano por su colaboración en la redacción de un artículo científico asociado a la tesis.

Al Dr. Manuel Graça por responder las consultas y mediar de contacto con los Dres. Félix Bärlocher y Eric Chauvet.

Al personal del laboratorio central de la UNLu, en especial a Claudia Ojeda por su predisposición y colaboración permanente en la preparación de muchos de los materiales e instrumental utilizados durante la tesis.

Al personal de Gestión de Ciencia y Técnica de la UNLu y del Doctorado en Ciencias Aplicadas, por estar siempre a disposición de lo que he necesitado y el entusiasmo con el que me han ayudado.

A mis compañeros docentes, con los que hemos compartido muchos momentos de aprendizaje.

A mis compañeros becarios por las luchas y los momentos compartidos.

A mis hijas Dalia y Jazmín por ser la motivación constante para aprender, poder emprender nuevos desafíos y llevar adelante este trabajo.

A Anabel por el tiempo que me acompañó y su dedicación a Dalia y Jazmín.

A mis padres, hermanas, sobrinas y mi prima Silvia, por los momentos compartidos.

A mis amigos, por todos los encuentros y por haberme escuchado tantas veces, especialmente a Juliana Abriata.

A la música por ser el cable a tierra durante todos estos años, la que pude disfrutar de interpretar, crear y escuchar.

A los amigos de las distintas bandas en las que participé durante estos años, con las que aprendí, compartí y disfruté momentos musicales y de la vida, muy gratos, que enriquecieron el transcurso de este trabajo.

A los chicos de La Sentida Comuna, por tantos momentos compartidos, la música y la buena onda.

A la Universidad Nacional de Luján por permitirme transitar este camino, brindarme los espacios necesarios para poder realizarlo y haber subvencionado este trabajo a través del otorgamiento de tres Becas de Investigación y subsidios.

Finalmente quiero mencionar a mi hermana Noga que lamentablemente partió durante este trayecto y marcó un antes y un después en mi vida y la de mis allegados, en memoria de ella.

RESUMEN

En los sistemas acuáticos la descomposición es un proceso fundamental que involucra múltiples mecanismos, en los cuales están implicados diversos organismos que forman parte de la red trófica de descomponedores.

Entre los microorganismos de mayor importancia en los procesos de descomposición de material vegetal en cursos fluviales, se encuentran los hifomicetes acuáticos, quienes colonizan primariamente el material y producen un aumento de la calidad nutricional del mismo, al degradar los compuestos complejos que forman parte de su estructura e incorporar nutrientes desde la columna de agua. De esa forma, los hifomicetes acuáticos, incrementan la palatabilidad y digestibilidad del material en descomposición, previamente a la acción de los organismos fragmentadores.

En la región pampeana, los cuerpos de agua lóticos, han sufrido diversas modificaciones, producto de actividades humanas, las que le provocan distintos niveles de deterioro. Entre los principales impactos se encuentran: alteraciones de los cauces, producto de canalizaciones, dragado de sedimentos, construcción de pequeños diques, corte frecuente de vegetación e invasión de especies exóticas leñosas en las márgenes; vertidos de efluentes cloacales e industriales, daño de orillas y zonas ribereñas por pisoteo del ganado, recepción de agroquímicos. Todas estas acciones modifican la morfología del curso, el flujo medio, los pulsos de crecidas, las cargas de nutrientes, conduciendo a cambios en el funcionamiento de estos sistemas.

En arroyos del noreste de la región pampeana se evaluaron los efectos producidos por algunos impactos de origen antrópico: ganadería extensiva, actividad urbano-industrial e invasión de las riberas por acacia negra, sobre las comunidades de hifomicetes acuáticos que habitan en los mismos.

Se aplicaron técnicas específicas para el muestreo, observación e identificación de hifomicetes acuáticos en el plancton y hojarasca en descomposición; así como para el análisis de la estructura y funcionamiento de las comunidades de estos organismos.

El trabajo se desarrolló entre 2014 y 2019; se realizaron muestreos de plancton en 36 tramos de 21 arroyos, donde también se midieron parámetros fisicoquímicos e hidrológicos y se tomaron muestras de agua para la realización de análisis químicos y de materiales en suspensión. En 8 arroyos con distintos impactos se trabajó en dos tramos, uno de ellos con un tipo de perturbación y otro sitio no impactado. En cada sitio se realizaron experimentos de descomposición de hojarasca de álamo, con bolsas de

malla fina (descomposición asociada a los microorganismos) y bolsas de malla gruesa (descomposición asociada a los microorganismos e invertebrados); adicionalmente, en dos de los arroyos, se evaluó la descomposición de hojas de acacia negra y cebadilla criolla en bolsas de malla fina.

De forma simultánea a los experimentos de descomposición, en 4 de esos arroyos, se hicieron ensayos de colonización de hifomicetes acuáticos, para evaluar atributos de la comunidad de hongos descomponedores (reemplazo de especies, tasas de esporulación e índices de diversidad), utilizando los tres tipos de hojarasca mencionados.

En tres de los arroyos (1 por cada tipo de impacto) se analizaron actividades de las enzimas fosfatasa alcalina, β -glucosidasa y celobiohidrolasa, en hojarasca de acacia negra, incubada durante aproximadamente 20 días en los tramos de cada curso de agua. A partir de estos ensayos, se diferenciaron las actividades enzimáticas asociadas al total de los microorganismos descomponedores y aquellas atribuibles a los hongos, mediante la aplicación de un tratamiento con fungicida y el cálculo de las diferencias en las actividades entre los tratamientos y los controles.

Adicionalmente, se realizó un experimento en el arroyo Gutiérrez (Luján, Buenos Aires), el que recibe un impacto industrial puntual. Se evaluó el estado ecológico del curso de agua, en 5 sitios a lo largo de su recorrido, utilizando parámetros fisicoquímicos y se analizaron las comunidades de hifomicetes descomponedores en hojas de acacia negra.

Se registraron un total de 89 especies de hifomicetes en los arroyos evaluados a partir de la realización de este estudio; la mayoría fueron de hábitos acuáticos con presencia de algunos hongos típicamente terrestres. De ellas, 50 son primeras citas para la Argentina. Los géneros con mayor número de especies fueron *Tetracladium* (8), *Anguillospora* (6), *Triscelophorus* (4), *Lemonniera*, *Tetraploa*, *Tripaspermum* y *Tricladium* (3). El rango de distribución de algunas de ellas ha sido muy amplio, encontrándose en la mayoría de los cursos de agua analizados, en particular, las del género *Tetracladium*.

Se encontraron conidios en el plancton de todos los arroyos muestreados. Los tramos con vegetación arbórea en sus riberas fueron los que tuvieron el mayor número de especies; los sitios impactados por actividad ganadera, así como los urbano-industriales tuvieron los valores más bajos. En ambos casos hubo una mayor proporción

de hongos con hábitos terrestres respecto a los tramos no impactados, los que tuvieron valores intermedios de riqueza de especies.

La similitud entre los tramos, en relación a la presencia o ausencia de las distintas especies en el plancton estuvo determinada por el tipo de impacto. Los tramos impactados presentaron una similitud mayor entre si y se diferenciaron de los sitios no impactados, incluso si pertenecieron a la misma cuenca o curso de agua, en las tres perturbaciones analizadas.

Las asociaciones entre la presencia y riqueza de especies con las variables ambientales, presentaron patrones de agrupamiento relacionados con las concentraciones de nutrientes (fosfatos, amonio y nitritos), oxígeno disuelto y ácidos húmicos. En los tramos con actividad ganadera extensiva y urbano-industrial, la presencia de algunas especies y la riqueza específica se relacionaron negativamente con la perturbación. En los tramos con invasión de acacia negra no se presentaron correlaciones significativas, sin embargo, esos sitios tuvieron valores muy altos de riqueza de especies.

La presencia de hifomicetes descomponedores de hojarasca fue corroborada en todos los experimentos de colonización y esporulación. Los tramos no impactados y los que presentaron invasión de acacia negra tuvieron mayor número de especies que los impactados por ganadería y urbanizaciones. Los resultados de los experimentos de descomposición de hojarasca y esporulación de hifomicetes fueron muy heterogéneos, con variaciones de acuerdo al tipo de hojarasca o curso de agua. Las tasas de descomposición tuvieron valores máximos en los tramos con invasión de acacia negra, los que también presentaron las mayores tasas de esporulación a los 15 días de colonización en los tramos; la sucesión estuvo dominada por colonizadores primarios. Ello no ocurrió en los tramos con otros impactos, ni en los sitios no impactados, donde las mayores tasas de esporulación se alcanzaron luego de 30-40 días de colonización en los arroyos. En los ambientes urbanos la descomposición y esporulación presentaron valores intermedios, con resultados muy variables de acuerdo al tipo de hojarasca, mientras que en los arroyos impactados por ganadería extensiva ocurrieron los registros menores.

Mediante el análisis de los cocientes de las tasas de descomposición, se pudo comprobar que tanto el arroyo Durazno Chico (ganadería), así como el Gutiérrez (impacto urbano-industrial) presentan un grado de impacto evidente.

En relación a la variación de los índices de diversidad de Hill, de los hifomicetes descomponedores, cuando se compararon los tramos impactados y no impactados, se determinó un patrón similar a los resultados de las tasas de esporulación; tanto los ambientes con ganadería extensiva, así como los urbano-industriales presentaron valores menores de los índices y lo contrario ocurrió en los ambientes impactados con acacia negra. En todos los casos las diferencias en la riqueza de especies fueron significativas, aunque no así al analizar los índices restantes (N1, N2 y J').

Al considerar de forma cronológica las variaciones en los parámetros de Hill, se observó un comportamiento similar a las variaciones en las tasas de esporulación: en los tramos impactados por ganadería extensiva y actividades urbano-industriales, los valores máximos se alcanzaron luego de 30-40 días de colonización en los arroyos, mientras que en el tramo con invasión de acacia negra, ello ocurrió al principio. La equitatividad en todos los casos tuvo valores altos, que se hicieron máximos en las etapas finales de los experimentos.

Las actividades enzimáticas extracelulares fueron muy variables en todos los ambientes, de forma general, en ningún caso las diferencias fueron significativas al realizar comparaciones múltiples. Sin embargo, al analizar los tratamientos con el fungicida PCNB, en todos los casos se comprobó una disminución de las actividades, así como de los desvíos estándar, por lo que se deduce que la heterogeneidad funcional de la comunidad de microorganismos descomponedores está fuertemente asociada a los hongos.

Se concluye que en los arroyos de la región pampeana la riqueza de especies de hifomicetes acuáticos es elevada, encontrándose también algunos hongos de hábitos típicamente terrestres. Una proporción elevada de los mismos no había sido citada hasta el presente en el país. Hay una respuesta de los hifomicetes ante los impactos, la que se manifiesta significativamente a nivel estructural pero no así a nivel funcional. En particular, las especies del género *Tetracladium* resultan afectadas cuando existe un grado elevado de perturbaciones, ya sean provenientes de explotaciones ganaderas extensivas como de actividades urbano-industriales.

La similitud entre los tramos, en relación a la presencia o ausencia de las distintas especies en el plancton, está determinada por el tipo de impacto y las asociaciones con las variables ambientales presentan correlaciones fuertes con las concentraciones de nutrientes, OD y ácidos húmicos. La actividad ganadera disminuye la riqueza de especies en el plancton de los tramos impactados. La actividad urbano-

industrial, produce un incremento en las concentraciones de nutrientes y disminución del oxígeno disuelto, que se asocian negativamente con algunos parámetros de la comunidad de hifomicetes. La invasión de acacia negra en las riberas genera condiciones favorables para la presencia de hifomicetes acuáticos, las que se manifiestan en un incremento de la riqueza de especies en el plancton.

La descomposición de hojarasca asociada a los microorganismos, se ve afectada levemente por la mayoría de las perturbaciones, con efectos evidentes solo cuando el impacto es muy grande. Los ensamblajes de hifomicetes descomponedores son afectados de forma significativa en los ambientes impactados, con un retraso en el tiempo de colonización, en los arroyos impactados por ganadería extensiva y actividades urbano-industriales, lo que repercute en una reducción en las tasas de esporulación y la riqueza de especies durante las primeras etapas del proceso. La presencia de las plantas invasoras en las riberas produce condiciones adecuadas para los hifomicetes descomponedores, lo que se manifiesta en una mayor velocidad de colonización de la hojarasca, un gran incremento en las tasas de esporulación y de la riqueza de especies durante el comienzo de la colonización. Los hongos descomponedores de hojarasca, contribuyen con una importante proporción de las actividades enzimáticas extracelulares fosfatasa alcalina, β - glucosidasa y celobiohidrolasa, las que no se ve afectadas significativamente como consecuencia de las perturbaciones producidas por los impactos.

ABSTRACT

Aquatic hyphomycetes are among the most important microorganisms in the decomposition processes of plant material in freshwater courses. In Pampean region, rivers and streams have suffered modifications, which have contributed to their deterioration, as a result of anthropogenic activities.

This study was carried out between 2014 and 2019 in 36 stretches of 21 streams, situated in the NE of the Pampas region. Experiments of leaf litter decomposition and colonization of hyphomycetes were carried out in some selected streams with impacted sites as well as on non-impacted ones. Moreover, alkaline phosphatase, β -glucosidase and cellobiohydrolase enzymatic activities were analyzed.

A total of 89 species of aquatic hyphomycetes were recorded and 50 are the first report to Argentina. Conidia in plankton were found in all streams. Furthermore, the highest number of species occurred in streams with arboreal riparian vegetation. On the other hand, sites affected by livestock farming and urban-industrial impacts had the lowest values. The associations between presence and richness of species with environmental variables showed correlations with the concentrations of nutrients, dissolved oxygen and humic acids.

The decomposition was variable according to the type of leaf litter and stream. The maximum rates were registered in sites with invasion of honey locust, which also had the highest sporulation rates. It was followed by urban environments with highly variable results according to leaf litter type, while the lowest amounts were found in streams impacted by livestock farming. The presence of hyphomycetes decomposers of leaf litter were corroborated in all colonization experiments. The non-impacted sites and the ones with honey locust invasion had a higher number of species than those impacted by livestock farming and urbanizations. When comparing functional aspects such as decomposition, these variations were only evident in a few cases.

The enzymatic activities did not show significant differences. The fungicide treatments decreased the activities and standard deviations so the functional heterogeneity of decomposers community is strongly associated with fungi.

It is concluded that a high variety of aquatic hyphomycetes inhabits the streams of the Pampas region. There is a response of the hyphomycetes to impacts, which is significantly manifested at structural, but not at functional level. The livestock farming and urban-industrial activities decrease time colonization and species richness in

plankton and leaf litter, while the honey locust invasion increases them. Leaf litter decomposition is affected only when the impact is strong.

Aquatic fungi contribute in a significant proportion to the extracellular enzymatic activities, but enzymes are not affected by impacts.

PALABRAS CLAVE

Descomposición – hongos ingoldianos – micoplancton – impactos urbanos – ganadería extensiva – invasión de acacia negra.

ÍNDICE

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN	1
1.1. Ecosistemas fluviales	2
1.2. Ambiente y área de estudio	3
1.3. Materia Orgánica	5
1.4. Microorganismos heterótrofos	8
1.5. Factores que afectan a los ensambles de hongos	10
1.6. Estudios ecológicos de hifomicetes acuáticos	11
Objetivos e hipótesis	13
CAPÍTULO 2: METODOLOGÍA GENERAL	14
2.1. Sitios de estudio	15
2.2. Enfoque metodológico	18
2.3. Caracterización de los tramos	18
2.4. Toma de muestras de hifomicetes en el plancton	19
2.5. Experimentos de descomposición	20
2.5.1. Procedimientos	21
2.5.2. Cálculo de las tasas de descomposición	22
2.5.3. Cocientes de las tasas de descomposición	22
2.6. Experimentos de esporulación	22
2.6.1. Procedimientos	22
2.6.2. Cálculo de las tasas de esporulación	24
2.7. Medición de actividades enzimáticas extracelulares	24
2.8. Métodos de observación, conteo e identificación de hifomicetes	26
2.8.1. Observación y conteo	26
2.8.2. Determinación morfológica de las especies	26
2.9. Análisis de la información	27
2.9.1. Tratamiento de los datos y cálculos de índices de diversidad	27
2.9.2. Análisis estadísticos	28
CAPÍTULO 3: DESCRIPCIÓN DE LAS ESPECIES	29
3.1. Introducción	30
3.2. Metodología	31
3.3. Resultados	31

CAPÍTULO 4: IMPACTO DE LA ACTIVIDAD GANADERA SOBRE LOS HIFOMICETES ACUÁTICOS	96
4.1. Introducción	97
4.2. Materiales y métodos	99
4.2.1. Sitios de estudio	99
4.2.2. Descomposición de hojarasca	103
4.2.3. Hifomicetes descomponedores de hojarasca	103
4.2.4. Análisis de actividades enzimáticas extracelulares	103
4.2.5. Análisis estadísticos	103
4.3. Resultados	105
4.3.1. Caracterización de los tramos	105
4.3.2. Análisis de parámetros del micoplancton	107
4.3.2.1. Presencia de especies	107
4.3.2.2. Riqueza de especies	114
4.3.3. Descomposición de hojarasca	122
4.3.3.1. Tasas de descomposición	124
4.3.3.2. Cocientes de las tasas de descomposición	125
4.3.4. Hifomicetes descomponedores de hojarasca	126
4.3.4.1. Especies de hifomicetes descomponedores	126
4.3.4.2. Reemplazo de especies de hifomicetes en la hojarasca	127
4.3.4.3. Índices de diversidad de Hill	129
4.3.4.4. Tasas de esporulación	134
4.3.5. Actividades enzimáticas extracelulares	137
4.4. Discusión	139
CAPÍTULO 5: IMPACTO DE ACTIVIDADES URBANO INDUSTRIALES SOBRE LOS HIFOMICETES ACUÁTICOS	145
5.1. Introducción	146
5.2. Materiales y métodos	148
5.2.1. Sitios de estudio	148
5.2.2. Experimentos de descomposición	152
5.2.3. Especies de hifomicetes descomponedores	152
5.2.4. Análisis de actividades enzimáticas extracelulares	153
5.2.5. Análisis estadísticos	153
5.3. Resultados	154

5.3.1. Caracterización de los tramos	154
5.3.2. Análisis de parámetros del micoplancton	157
5.3.2.1. Presencia de especies	157
5.3.2.2. Riqueza de especies	162
5.3.3. Descomposición de hojarasca	166
5.3.3.1. Tasas de descomposición	169
5.3.3.2. Cocientes de las tasas de descomposición	170
5.3.4. Hifomicetes descomponedores de hojarasca	172
5.3.4.1. Especies de hifomicetes descomponedores	172
5.3.4.2. Reemplazo de especies de hifomicetes en la hojarasca	175
5.3.4.3. Índices de diversidad de Hill	176
5.3.4.4. Tasas de esporulación	182
5.3.5. Evaluación ecológica del arroyo Gutiérrez	187
5.3.5.1. Caracterización de los tramos	187
5.3.5.2. Hifomicetes descomponedores de hojarasca	190
5.3.5.3. Análisis de Actividades enzimáticas extracelulares	192
5.4. Discusión	195
CAPÍTULO 6: IMPACTO DE LA INVASIÓN DE ACACIA NEGRA EN LAS RIBERAS SOBRE LOS HIFOMICETES ACUÁTICOS	202
6.1. Introducción	203
6.2. Materiales y métodos	205
6.2.1. Sitios de estudio	205
6.2.2. Descomposición de hojarasca	207
6.2.3. Hifomicetes descomponedores de hojarasca	207
6.2.4. Análisis de actividades enzimáticas extracelulares	207
6.2.5. Análisis estadísticos	207
6.3. Resultados	208
6.3.1. Caracterización de los tramos	208
6.3.2. Análisis de parámetros del micoplancton	211
6.3.2.1. Presencia de especies	211
6.3.2.2. Riqueza de especies	215
6.3.3. Descomposición de hojarasca	221
6.3.3.1. Tasas de descomposición	222
6.3.3.2. Cocientes de las tasas de descomposición	223

6.3.4. Hifomicetes descomponedores de hojarasca	224
6.3.4.1. Especies de hifomicetes descomponedores	224
6.3.4.2. Reemplazo de especies de hifomicetes en la hojarasca	225
6.3.4.3. Índices de diversidad de Hill	227
6.3.4.4. Tasas de esporulación	231
6.3.5. Actividades enzimáticas extracelulares	233
6.4. Discusión	235
CAPÍTULO 7: DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES	239
7.1. Discusión general	240
7.2. Conclusiones	250
7.3. Consideraciones finales y perspectivas futuras	253
CAPÍTULO 8: BIBLIOGRAFÍA	256
ANEXOS	287
PUBLICACIONES Y DIFUSIÓN DE RESULTADOS	302

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

1.1 - Ecosistemas fluviales

Los ecosistemas fluviales son sistemas complejos y heterogéneos; su estructura está asociada a la forma y dimensiones del cauce, a la calidad química del agua, a la diversidad de hábitats y a las distintas comunidades biológicas que se establecen en los mismos. El caudal y sus variaciones temporales determinan la configuración geomorfológica y la estructura del hábitat fluvial. Asimismo, el tipo y la cantidad de materiales que llegan al sistema determinan sus características químicas. Su funcionamiento está ligado a procesos como el transporte y la retención de sedimentos, nutrientes y materia orgánica; así como a la producción y descomposición de esta última. Las interacciones entre estructura y funcionamiento repercuten en los organismos y procesos biológicos que ocurren en estos sistemas (Margalef, 1983; Elosegi y Sabater, 2009).

Las características de los sistemas fluviales están condicionadas por lo que acontece en su cuenca: el clima, la vegetación y las actividades humanas. La composición química de sus aguas y las comunidades biológicas que forman parte del sistema son el resultado de su recorrido a través de los suelos, vegetación y áreas que atraviesan. La integración entre la biota y el medio físico es dinámica y variable, tanto en el sentido espacial como en el temporal. Los sistemas fluviales, incluyen no solo el cauce por el que circula el agua, sino también el área de ribera, sus meandros, la llanura aluvial y las complejas comunidades de organismos que viven en esos compartimentos. Todo ello, se manifiesta en la composición y abundancia de organismos de los distintos niveles tróficos, por lo que se hace muy dificultosa su caracterización, tanto estructural como funcional (Gessner y Chauvet, 2002; Elosegi y Sabater, 2009; Graça *et al.*, 2015).

En ambientes fluviales, los autótrofos son protistas macro y microscópicos y plantas acuáticas: también hay diferentes comunidades de organismos consumidores. Tanto la materia orgánica que se genera en el lugar (autóctona) como la que es aportada desde fuera del sistema (alóctona), es procesada y recirculada por microorganismos descomponedores como los hongos hifomicetes, pseudohongos y bacterias e invertebrados (Elosegi y Sabater, 2009).

Los hifomicetes son los responsables de la descomposición de gran parte de la materia orgánica autóctona y alóctona de los cuerpos de agua lóticos, los que se han estudiado sobre todo en el hemisferio norte (Graça *et al.*, 2015). Al igual que para otros

organismos, distintos factores pueden afectar a dichas comunidades y consecuentemente los procesos de descomposición (Krauss *et al.*, 2011; Bunn y Davies, 2000).

Los cambios que han sufrido en los últimos años los cuerpos lóticos en general, y los arroyos pampeanos en particular, son muy variados: alteraciones de cauce, contaminación puntual provocada principalmente por vertidos de efluentes industriales o urbanos y contaminación difusa, producida por la llegada mediante escorrentía de restos de fertilizantes, pesticidas y metales pesados (Elosegi y Sabater, 2013; Feijoó *et al.* 2015; García *et al.*, 2015).

1.2 – Ambiente y área de estudio

La región pampeana se caracteriza por ser una planicie que abarca un extenso territorio de suelos ricos en humus. El clima es templado y húmedo, con una temperatura media anual de 15,1° C; las precipitaciones varían de este a oeste con una media de 1100 mm y 700 mm respectivamente. El relieve es predominantemente de llanura, donde únicamente, emergen los sistemas serranos de Tandilia y Ventania. Su formación, ha sido consecuencia de procesos complejos de sedimentación loessica de deposición eólica, de los movimientos tectónicos y del avance - retroceso del mar que afectaron a los lechos de los ríos Paraná y de la Plata durante el Pleistoceno (Chiozza y Figueira, 1981; Rocca *et al.*, 2006). Se caracteriza por poseer eventos extremos de inundaciones, durante períodos de lluvias; se producen desbordes de los cauces de los cursos de agua e inundación de los valles aledaños. Dada la ausencia de una red de drenaje que permita una rápida escorrentía, el agua se acumula en zonas bajas, generando grandes superficies de anegamiento, que perduran por tiempos prolongados (Kruse y Ainchil, 2017).

La región, incluye parte de las provincias de Santa Fe, Córdoba, La Pampa y casi la totalidad de Buenos Aires, donde se pueden delimitar distintas subregiones, teniendo en cuenta tanto las características del paisaje como las de desarrollo de la población humana (Velázquez *et al.*, 2014):

- La subregión metropolitana de Buenos Aires y la *Pampa Ondulada*, centradas en el eje Rosario-La Plata, constituyen el sector de poblamiento europeo más antiguo. Ambas áreas lideraron, junto con Córdoba, el primer proceso de expansión industrial argentino durante la sustitución de importaciones. Este sector se caracteriza por la presencia de autopistas y el mantenimiento asimétrico de la infraestructura; presenta la

mayor densidad poblacional de toda la región pampeana, así como la hegemonía del medio técnico, científico y de información. En esta subregión también son importantes las actividades primarias intensivas donde se destacan la horticultura, la fruticultura, la agroindustria láctea y otras producciones como la cría de animales de granja.

- La Pampa Deprimida está situada entre la cuenca del río Salado y la depresión del Vallimanca, caracterizada por la predominancia de ganadería vacuna extensiva. Su paisaje característico resulta extremadamente plano, tan solo interrumpido por montes implantados y espejos de agua. El problema más importante que padece esta subregión se encuentra íntimamente asociado a su topografía plana y baja, con escaso escurrimiento e infiltración y expuesta de forma alternada a situaciones de inundaciones, sequías e invasión de malezas. Los intentos de soluciones técnicas resultaron inefectivos entre ellas, el trazado de canales en dirección oeste - este, sin pendiente, obstaculizan el escurrimiento superficial natural; el trazado de rutas y terraplenes de ferrocarriles en el sentido norte-sur también bloquean el débil escurrimiento.

- La Pampa litoral posee su límite oriental en los partidos de La Costa, Pinamar y Villa Gesell, con importancia relacionada al turismo estival, esta subregión ofrece oportunidades ocupacionales estacionales, aunque padece de graves problemas asociados a las carencias de servicios e infraestructura.

- La Pampa Surera comprende un área de aptitud agrícola-ganadera, con buenas condiciones socio-económicas y ambientales. Posee, en general, excelentes suelos y buenas condiciones de escurrimiento e infiltración, con un amplio litoral marítimo que se extiende desde Mar del Plata hasta Bahía Blanca, e incluye también los sistemas serranos de Tandilla y Ventania, que rompen con la monotonía de la llanura pampeana.

- La Patagonia Bonaerense representa un área de transición hacia la región patagónica. Esta subregión presenta importantes limitaciones en su aptitud productiva, tanto por el tipo de suelos como por la insuficiencia de las precipitaciones.

La provincia de Buenos Aires, en particular el sector Noreste, posee abundantes cuerpos de agua entre los que se destacan arroyos, ríos, lagunas y humedales. Estos sistemas acuáticos mantienen una interrelación y dependencia con los suelos, por lo que son altamente vulnerables a las actividades antrópicas, tanto de utilización de los recursos propios como los de las riberas (Chiozza y Figueira, 1981; Rocca *et al.*, 2006; Troitiño *et al.*, 2010).

Los cursos de agua de la región, presentan en general, altos valores de alcalinidad, altas concentraciones de fosfatos, nitratos, oxígeno disuelto y conductividad; el pH suele ser neutro, tendiendo a alcalino y en condiciones de caudal normal tienen bajas velocidades de corriente. La erosión de los suelos aledaños aporta materia orgánica e inorgánica, que resulta suspendida, contribuyendo a la presencia de sedimentos con partículas de tamaños menores a 250 μm . En general poseen poca profundidad y anchos variables (Feijoó y Lombardo, 2007).

Además de las perturbaciones de los sistemas citados previamente, los mismos, sufren múltiples alteraciones producto de canalizaciones, vertidos de efluentes cloacales e industriales, pisoteo de las orillas por el ganado, construcción de pequeños diques, recepción de agroquímicos, dragado de sedimentos, corte frecuente de malezas en las márgenes e invasión de especies exóticas leñosas. Estas acciones pueden modificar la morfología del curso, el flujo medio, los pulsos de crecidas y las cargas de nutrientes, así como producir cambios en el funcionamiento y la resiliencia de estos sistemas (Feijoó *et al.*, 1999; Rodrigues Capítulo *et al.*, 2010; Giorgi *et al.*, 2014a). Se posee escasa información de los efectos reales que tienen esas perturbaciones sobre la biota acuática, así como de la capacidad de reacción de las comunidades (Vilches, 2012).

Con respecto a la vegetación, los ríos y arroyos pampeanos históricamente se han caracterizado por la escasez de árboles autóctonos en las riberas y la presencia de importantes comunidades de macrófitas en el cauce (Feijoó *et al.*, 1999). Sin embargo, esto se está modificando en los últimos 30 años, por la presencia de leñosas exóticas en los márgenes de los arroyos, lo que afecta las poblaciones de plantas acuáticas, así como de otros organismos (Feijoó *et al.*, 2012; Giorgi *et al.*, 2014b; Vilches *et al.* 2014).

1.3 - Materia orgánica

Como se mencionó previamente, la materia orgánica existente en los sistemas fluviales puede ser autóctona, proveniente de los organismos que se desarrollan en el cauce, o alóctona, cuando tiene una procedencia externa, producto de la incorporación de restos vegetales o de otros organismos que están en la zona de ribera o próximos a la misma. Las actividades humanas, con frecuencia son fuentes considerables de materia orgánica (Allan, 1995). En estos sistemas un factor importante es el balance entre los materiales que ingresan y los propios del cuerpo de agua, el que está determinado por la localización geográfica, el área superficial del curso de agua y sus características, así

como por la presencia de cantidades y tipos de forestación en las riberas (Wurzbacher *et al.*, 2011).

En el hemisferio norte, se ha demostrado que, en zonas de bosques, el material vegetal alóctono es la fuente más importante de materia orgánica en los ecosistemas dulceacuícolas (Elosegi y Sabater, 2009; Wurzbacher *et al.*, 2011; Artigas *et al.*, 2008a). En las redes tróficas de arroyos que atraviesan áreas boscosas, la hojarasca es el recurso basal que provee hábitats y sustratos para el desarrollo de microorganismos descomponedores (Tiegs *et al.*, 2008).

A diferencia de ello, en los sistemas acuáticos pampeanos, la vegetación circundante es predominantemente herbácea, y tradicionalmente, el principal recurso para los organismos descomponedores serían las comunidades de macrófitas, especialmente en sitios con poco impacto antrópico (Giorgi *et al.*, 2005). Esta situación se está modificando por la proliferación de plantas exóticas leñosas en los márgenes de muchos cursos de agua (Gantes *et al.*, 2011; Giorgi *et al.*, 2014), así como por el aporte de restos orgánicos, principalmente humus y detritos de ganado (Vilches, 2012).

La cantidad de material vegetal presente en los ecosistemas acuáticos depende principalmente de tres procesos: ingreso; retención y descomposición. El ingreso es función de la densidad, composición y productividad de la vegetación ribereña y del transporte lateral. La retención está determinada por la abundancia de obstáculos y la interacción entre características hidrológicas y geomorfológicas, como la profundidad y el tamaño del sustrato. En los cursos de agua, la descomposición depende principalmente de la interacción entre los microorganismos descomponedores y los macroinvertebrados detritívoros (Tiegs *et al.*, 2008). En los arroyos pampeanos además del ingreso del material vegetal sería importante el generado *in situ* por las macrófitas (Vilches y Giorgi, 2010).

La descomposición de la materia orgánica que llega o se origina en los cursos de agua constituye un proceso ecosistémico de gran importancia, e integra aquellos que ocurren tanto a nivel de cuenca como en las riberas. La descomposición es afectada por el ingreso de sedimentos, calidad y cantidad de restos vegetales y nutrientes, así como lo que ocurre en el propio sistema acuático. Entre los factores bióticos que definen la descomposición de los detritos orgánicos, son fundamentales la abundancia y la riqueza de especies de descomponedores microbianos, así como su actividad (Tiegs *et al.*, 2008). Este proceso, completa los ciclos biogeoquímicos iniciados por la fotosíntesis y es clave en el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos. Los organismos productores

fijan el carbono orgánico y prácticamente la misma cantidad es descompuesta completando el ciclo global del mismo (Álvarez, 2005; Graça *et al.*, 2015). El carbono detrítico representa alrededor del 50 % del total de flujo de carbono en las redes tróficas de sistemas acuáticos (Mann, 1988). En los mismos, la relación entre materia orgánica viva y materia orgánica muerta se estima en un rango de entre 0,1 y 0,01; evidenciando la gran abundancia de material detrítico (Álvarez, 2005).

La visión clásica del proceso de descomposición como etapa final en las cadenas tróficas, liberando nutrientes inorgánicos, se ha modificado por el rol que los microorganismos heterótrofos desempeñan en el reciclado de la materia orgánica e inorgánica. Presupone, que una gran cantidad de la producción primaria no es consumida directamente por herbívoros presentes en los cursos de agua, sino que es aprovechada por los microorganismos heterótrofos, convirtiéndose en biomasa microbiana que sirve como alimento a los macroinvertebrados detritívoros (Álvarez, 2005; Graça y Canhoto, 2006). De ese modo, esos microorganismos actúan de vínculo entre los procesos de producción primaria y secundaria, propiciando la reintroducción de compuestos inorgánicos en el sistema y regulando la dinámica de los nutrientes, a la vez que la redistribución de la energía (Álvarez, 2005).

Una de las alteraciones funcionales más importantes en los sistemas acuáticos es la modificación de la tasa de descomposición de la materia orgánica (Gessner y Chauvet, 2002). Dicho proceso es crítico en los ecosistemas ya que determina la disponibilidad de los nutrientes para los productores primarios. Es así que, tanto la cantidad como la calidad de los recursos disponibles para las comunidades acuáticas son factores clave que determinan la distribución espacial de los organismos y por lo tanto gobiernan los procesos ecosistémicos (Graça y Canhoto, 2006).

Con respecto a la calidad de la materia orgánica, el carbono proveniente de la vegetación terrestre puede presentar macromoléculas más complejas y difíciles de degradar que las de la vegetación acuática, por lo que la descomposición microbiana se prolonga por varios meses. En general las algas y la vegetación vascular acuática tiene menor cantidad de compuestos recalcitrantes, con polímeros de mineralización más rápida (Wurzbacher *et al.*, 2011).

1.4 - Microorganismos heterótrofos

Los microorganismos responsables de la descomposición de la materia orgánica en los ecosistemas acuáticos son los hongos, oomicetes y bacterias. Su función en los mismos es fundamental dada su capacidad para degradar y mineralizar las moléculas complejas que forman parte del material alóctono que ingresa en ellos, así como del autóctono. De esa forma contribuyen a su reciclado, durante el cual, la mayor cantidad de carbono es liberado como CO₂ (Hudson, 1980; Webster y Weber, 2007; Wurzbacher *et al.*, 2011; Graça *et al.*, 2015).

La colonización microbiana de los restos vegetales es afectada por la riqueza y abundancia de microorganismos descomponedores, así como por las características físicas y químicas del material. Estos microorganismos sintetizan enzimas que degradan la materia orgánica para utilizarla como fuente de nutrientes, a la vez que se desarrollan sobre y dentro de ella (Webster y Weber, 2007; Elozegi y Sabater, 2009). Al mismo tiempo, incorporan nutrientes importantes que toman directamente del agua, como ocurre con el nitrógeno y el fósforo (Graça y Canhoto, 2006), contribuyendo así a la generación de sustratos más nutritivos para los descomponedores secundarios que los ingieren (Bärlocher, 1985; Graça y Canhoto, 2006).

En general, los hongos tienen mayor capacidad que las bacterias para descomponer compuestos complejos como celulosa y lignina. En los sistemas acuáticos, esos organismos son los primeros colonizadores de restos vegetales, sobre los que crecen preferentemente y llegan a representar el 90 % de la biomasa microbiana de los mismos (Elozegi y Sabater, 2009). La eficiencia de los hongos como descomponedores de sustratos vegetales está dada por su desarrollo filamentoso y producción de enzimas. Las hifas penetran activamente en los tejidos, accediendo así a los nutrientes internos, lo que les permite extraer energía de esos sustratos (Wurzbacher *et al.*, 2011).

Entre los hongos que habitan en ríos y arroyos, predominan principalmente los estados asexuales, anamórficos, de Ascomycota, y en menor medida de Basidiomycota (Kshirsagar y Gunale, 2013; Wurzbacher *et al.*, 2011). Muchas de ellas se caracterizan por producir esporas (conidios) en conidióforos libres. Estos organismos son denominados hifomicetes acuáticos cuando sus ciclos transcurren exclusivamente en el agua y aeroacuáticos si su ciclo ocurre tanto en el medio terrestre como en el acuático. En ambos casos llamados hongos ingoldianos. Algunas especies en estado sexual se desarrollan en el medio terrestre, por lo que existe un aporte constante de esas unidades

reproductivas desde dicho medio hacia los cuerpos de agua (Hudson, 1980; Shearer *et al.*, 2007; Wurzbacher y Grossart, 2012). Otros hifomicetes que habitualmente se desarrollan en el medio terrestre, también se encuentran en los ambientes acuáticos, aunque son de menor importancia como microorganismos descomponedores en estos ambientes (Graça *et al.*, 2005).

Los hifomicetes acuáticos predominan como descomponedores de hojarasca de procedencia alóctona, sobre todo en aguas claras y bien oxigenadas (Ingold, 1975; Bärlocher, 1992; Graça y Canhoto, 2006); sus esporas se encuentran suspendidas en el agua y se concentran en las espumas (Graça *et al.*, 2005). Las comunidades fúngicas presentes en condiciones de bajos niveles de oxígeno y/o turbidez han sido poco estudiadas; algunos trabajos realizados en esas condiciones han encontrado que predominan los hongos aeroacuáticos, en conjunto con los organismos zoospóricos (Roldán *et al.*, 1987; Steciow *et al.*, 2001; Wurzbacher *et al.*, 2011; Kshirsagar y Gunale, 2013).

En estudios locales, en los que se registraron fluctuaciones de los niveles de oxígeno, se constató que además de los organismos mencionados también hay presencia de especies estrictamente acuáticas (Kravetz *et al.*, 2015a; Kravetz *et al.*, 2015b; Kravetz *et al.*, 2018; Tarda *et al.*, 2019).

El material vegetal senescente y los detritos que ingresan a los sistemas acuáticos son colonizados previamente por hongos terrestres. Resulta así que la actividad secuencial de descomponedores terrestres y acuáticos puede contribuir a una mayor degradación y mineralización de compuestos recalcitrantes como la lignina, proveyendo un mayor valor potencial como alimento en las redes tróficas (Bärlocher, 1985; Wurzbacher *et al.*, 2011).

Se ha comprobado experimentalmente que los invertebrados detritívoros tienen preferencia por materiales colonizados por hongos descomponedores (Bärlocher, 1985; Graça y Canhoto, 2006). Ello se debe a que estos organismos son una fuente de nutrientes, entre ellos lípidos esenciales, para el crecimiento y la reproducción de muchos invertebrados acuáticos. La actividad fúngica disminuye el contenido de lignina de las hojas y consecuentemente su dureza, además de neutralizar sustancias inhibitoras como los taninos (Medeiros *et al.*, 2009). Además, la actividad enzimática fúngica produce azúcares simples a partir de carbohidratos estructurales del material vegetal, haciéndolo disponible para los invertebrados (Wurzbacher *et al.*, 2011).

1.5 - Factores que afectan a los ensambles de hongos

Entre los factores que afectan la presencia y actividad de los hongos en los sistemas acuáticos, pueden destacarse la cantidad y tipos de sustratos disponibles, lo cual entre otros factores, depende de la época del año, la concentración de oxígeno disuelto, la presencia de nutrientes en la columna de agua, el pH y la presencia de sustancias tóxicas (Descals *et al.*, 1977; Bärlocher *et al.*, 2008; Prasad *et al.*, 2009; Kshirsagar y Gunale, 2013). Es así que la biomasa fúngica disminuye con bajas concentraciones de oxígeno disuelto y se incrementa cuando aumenta la concentración de fósforo y nitrógeno, como consecuencia de la erosión de los suelos, las actividades humanas o la presencia de leguminosas fijadoras de nitrógeno en las riberas (Medeiros *et al.*, 2009; Wurzbacher *et al.*, 2011; Graça *et al.*, 2015).

En cuanto a la distribución estacional de los hongos acuáticos, si bien no se ha llevado a cabo un seguimiento periódico sistemático, se sabe que en los cursos de agua en cuyas riberas hay árboles caducifolios, la mayoría de las especies se encuentran durante todo el año, con un aumento generalizado en los meses de otoño e invierno, tanto en cantidad como en número de especies, producto de la gran disponibilidad de sustrato proveniente de la incorporación de las hojas senescentes (Descals *et al.*, 1977; Graça *et al.*, 2015).

En los cuerpos de agua los hongos descomponedores obtienen una proporción de los nutrientes directamente del agua, si son formas inorgánicas. Para ello, utilizan menos energía que si lo hacen de la hojarasca, para lo cual necesitan producir enzimas (Bärlocher, 1982). Es por ello, que la actividad de los hongos es limitada en los arroyos que atraviesan suelos pobres y tienen baja cantidad de nutrientes, tanto en el agua como en los restos vegetales. Por otro lado, la invasión de las riberas por plantas con simbiontes fijadores de nitrógeno puede incrementar la concentración de ese nutriente favoreciendo la descomposición (Graça *et al.*, 2015).

Con respecto al pH del agua, aunque muchos autores indicaron que los arroyos ácidos (silicios) muestran una mayor diversidad de hongos, con respecto a los alcalinos (calizos), en realidad, no se han encontrado diferencias apreciables entre ambos tipos de ambientes, por lo que es muy probable que dichas opiniones se deban a la carencia de estudios referidos al último tipo de arroyos (Roldán *et al.*, 1987; Krauss, *et al.*, 2011).

En la actualidad, las comunidades acuáticas se ven sometidas a los impactos producidos por sustancias tóxicas, como los componentes y derivados de pesticidas de uso agrícola y efluentes industriales, los que pueden contener fenoles, metales pesados, etc. Si bien hay pocos estudios referidos a su influencia sobre los organismos descomponedores, algunos investigadores concluyen que en ambientes poluídos, tanto las bacterias como los hongos se ven afectados en cuanto a producción de biomasa y actividad, mientras que otros consideran que solo se producen ciertos efectos esporotáticos en algunas especies de hongos (Descals *et al.*, 1977; Pascoal y Cassio, 2004).

Por el contrario, otros estudios demuestran la capacidad de algunos hifomicetes acuáticos para eliminar contaminantes y actuar sobre compuestos sintéticos, ya sea por degradación de estos, o por captura mediante mecanismos de acumulación, como puede ocurrir en el caso de los metales pesados (Pinto y Smits Briedis, 2012).

1.6 - Estudios ecológicos de hifomicetes acuáticos

A pesar de la importancia ecológica de los hifomicetes acuáticos y su distribución cosmopolita, los estudios que se han reportado a nivel mundial son escasos (Duarte, 2016). Gran parte de los trabajos sobre estos organismos se han realizado en zonas con climas templados y fríos (Duarte, 2016); a diferencia de ello, en el trópico son pocos los estudios realizados, a pesar de ser la franja geográfica donde se localiza la mayor diversidad biológica (Bärlocher, 1992; Santos y Betancourt, 1997; Smits *et al.*, 2007).

El mayor énfasis en el estudio ecológico de los hongos acuáticos se ha puesto en el hemisferio norte, sobre todo en Europa, desde los trabajos de Ingold hasta la actualidad asociados mayoritariamente a sistemas boscosos. (Ingold, 1975; Wurzbacher *et al.*, 2011; Graça *et al.*, 2015). En varias zonas templadas de esa región del planeta, se ha demostrado consistentemente que en el agua la hojarasca es rápidamente colonizada por una importante diversidad de saprótrofos, particularmente hifomicetes acuáticos (Graça *et al.*, 2015).

En Sudamérica y Argentina, los hifomicetes acuáticos, han sido escasamente estudiados, lo que se detalla posteriormente en el Capítulo 3. En la región pampeana, se encuentran unos pocos antecedentes sobre su presencia en arroyos cercanos al Río de La Plata, en ambientes rodeados por selva marginal y en arroyos de la zona noreste de la provincia de Buenos Aires (Arambarri *et al.*, 1987a; Arambarri 1987b; Arambarri

1987c; Cazau *et al.*, 1990; Cabello *et al.*, 1990; Cabello *et al.*, 1993; Cazau *et al.*, 1994; Cabello *et al.*, 1998; Arambarri *et al.*, 2001; Schoenlein Crusius y Piccolo Grandi, 2003; Kravetz *et al.*, 2018; Tarda *et al.*, 2019).

Marano *et al.* (2014) efectuaron un estudio comparativo de la descomposición de hojarasca de una especie nativa (*Pouteria salicifolia*) y otra exótica (*Ligustrum lucidum*), en un arroyo del mismo ambiente de selva marginal de Punta Lara, situada cerca de la ciudad de La Plata. Comprobaron que las relaciones C:N; C:P; y N:P fueron similares para las plantas estudiadas, así como las concentraciones de P; las de N, fibras y lignina se incrementaron mientras que disminuyeron las de compuestos fenólicos. Sin embargo, difirieron en la relación C:lignina y lignina:N, así como en la descomposición de la hojarasca, la que resultó mucho más lenta en la especie nativa estudiada que en la especie exótica.

Además, en el país se han realizado algunos estudios sobre Chytridiomycota y Oomycota (estos últimos pertenecientes al Reino Straminipila) (Steciow, 1998; Steciow *et al.*, 2001; Steciow y Elíades, 2002). Sin embargo, no se han realizado trabajos que hayan analizado *in extenso* las comunidades fúngicas acuáticas, teniendo en cuenta el aporte de estos organismos en los procesos de descomposición, tampoco se encuentran antecedentes sobre los efectos de diferentes tipos de impactos sobre las comunidades de hongos como los hifomicetes.

OBJETIVOS E HIPÓTESIS

Objetivo general

Estudiar el efecto de actividades humanas sobre las comunidades acuáticas de hifomicetes en el plancton y los ensamblajes asociados a hojarasca en descomposición, en arroyos del NE la región Pampeana,

Objetivos específicos

- Identificar y realizar descripciones morfológicas de las especies observadas en el estudio.
- Evaluar el efecto de los impactos producidos por la ganadería extensiva, las urbanizaciones e industrias y la invasión de acacia negra en las riberas, sobre la presencia y riqueza de hifomicetes en el plancton, y su relación con variables ambientales.
- Analizar el efecto de los impactos en el proceso de descomposición de la hojarasca, la sucesión de hifomicetes descomponedores y parámetros estructurales de la comunidad.
- Estudiar el efecto de los impactos sobre las actividades enzimáticas extracelulares fosfatasa alcalina, β -glucosidasa y celobiohidrolasa, producidas por hongos y otros microorganismos.

Hipótesis

- En los cursos de agua de la región de estudio hay una baja presencia de hifomicetes acuáticos en el plancton asociados a la descomposición de material vegetal.
- La presencia, riqueza y diversidad de hifomicetes acuáticos se ve afectada negativamente por los distintos impactos antrópicos.
- Las tasas de descomposición de la hojarasca son menores en los ambientes impactados.
- La esporulación de hifomicetes acuáticos es afectada negativamente por las actividades humanas.
- Las actividades enzimáticas de hongos son menores en ambientes impactados que en los no impactados.

CAPÍTULO 2

METODOLOGÍA GENERAL

En este capítulo se describen las técnicas comunes que se aplicaron en la caracterización de los ambientes, los ensambles de hifomicetes presentes en tramos de cursos de agua con diferentes impactos antrópicos y para realizar el análisis de la información obtenida. Las técnicas específicas se describen en los Capítulos 4, 5 y 6.

2.1. Sitios de estudio

Se estudiaron las comunidades de hifomicetes acuáticos presentes en 36 tramos de 21 cursos de agua pertenecientes a 9 cuencas hídricas del noreste de la región pampeana (Figura 2.1) (Tabla 2.1).

Los sitios de estudio se describen detalladamente en los capítulos 4, 5 y 6. Los mismos, se ubicaron en tramos de cursos de agua pertenecientes a áreas con distintos tipos de actividades de origen antrópico: tramos con impacto por actividad ganadera en los que se observó evidencia o presencia de ganado en los cauces o en las riberas; sitios con ingreso de efluentes industriales y/o cloacales (tramos con impacto urbano-industrial); tramos con invasión de las riberas con especies arbóreas exóticas, en particular acacia negra (*Gleditsia triacanthos*); tramos en zonas rurales con ausencia de actividad agrícola-ganadera (tramos no impactados). Este diseño permitió contrastar los efectos de los impactos producidos por estas actividades con los parámetros asociados a los ensambles de hifomicetes acuáticos. El trabajo se realizó en el período comprendido entre 2014 y 2019, en el que se desarrollaron los muestreos y experimentos donde se aplicaron técnicas específicas.

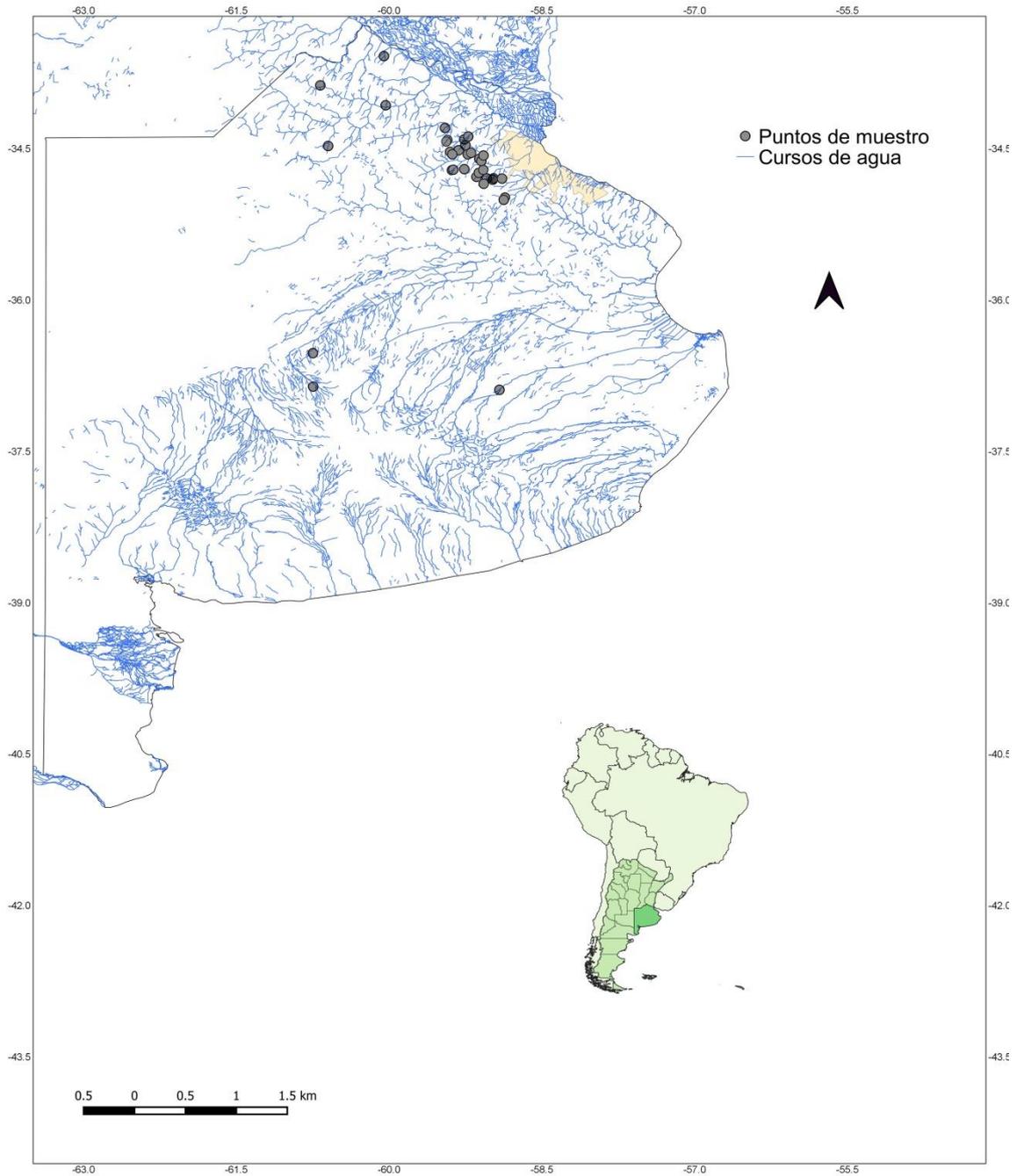


Figura 2.1: Ubicación de los sitios de muestreo en la provincia de Buenos Aires.

Tabla 2.1: Ubicación de los tramos donde se realizaron los muestreos según sus cuencas, localidades y coordenadas geográficas.

TRAMO	CUENCA	LOCALIDAD	COORDENADAS	
Giles I	Areco	San Andrés de Giles	34° 27' 17.28'' S 59° 27' 27.91'' O	
Giles II		San Andrés de Giles	34° 26' 48.49'' S 59° 27' 18.81'' O	
Vagues		San Andrés de Giles	34° 17' 35.17'' S 59° 27' 02.48'' O	
Los Sauces	De la Cruz	San Andrés de Giles	34° 24' 26.48'' S 59° 15' 42.31'' O	
De la Cruz 0		Luján (Cortines)	34° 30' 53.26'' S 59° 19' 03.32'' O	
De la Cruz I		Luján (Villa Ruiz)	34° 27' 50.47'' S 59° 15' 01.96'' O	
De la Cruz II		Exaltación de la Cruz	34° 21' 39.02'' S 59° 11' 29.84'' O	
Haras I	Luján	Luján	34° 31' 35.28'' S 59° 10' 14.38'' O	
Haras II		Luján	34° 31' 32.86'' S 59° 10' 04.46'' O	
Balta I		Mercedes	34° 40' 44.67'' S 59° 19' 58.88'' O	
Balta II		Mercedes	34° 40' 27.26'' S 59° 19' 40.11'' O	
Frías I		Mercedes	34° 36' 38.74'' S 59° 25' 32.07'' O	
Frías II		Mercedes	34° 37' 16.56'' S 59° 25' 22.71'' O	
Gutiérrez I		Luján	34° 35' 45.11'' S 59° 07' 03.98'' O	
Gutiérrez II		Luján	34° 34' 53.27'' S 59° 07' 41.63'' O	
Gutiérrez III		Luján	34° 34' 53.27'' S 59° 07' 27.55'' O	
Gutiérrez IV		Luján	34° 34' 53.27'' S 59° 07' 34.82'' O	
Gutiérrez V		Luján	34° 34' 53.27'' S 59° 07' 48.15'' O	
La Choza 0		De la Reconquista	General Las Heras	34° 46' 34.81'' S 59° 08' 30.08'' O
La Choza I			Luján	34° 42' 08.15'' S 59° 04' 38.71'' O
La Choza II			General Rodríguez	34° 39' 51.81'' S 58° 56' 42.58'' O
Nutrias			Luján	34° 42' 06.73'' S 59° 06' 41.01'' O
Durazno Chico I	Marcos Paz		34° 47' 34.67'' S 58° 58' 26.72'' O	
Durazno Chico II	Marcos Paz		34° 48' 23.04'' S 58° 58' 56.18'' O	
Durazno	General Las Heras		34° 47' 38.42'' S 59° 02' 23.76'' O	
Morales I	Matanza- Rriachuelo	General Las Heras	34° 52' 24.34'' S 58° 54' 12.44'' O	
Morales II		General Las Heras	34° 27' 50.47'' S 59° 15' 1,957'' O	
Langueyú	Salado	Ayacucho	36° 53' 21.02'' S 58° 54' 59.01'' O	
Salgado I		Lobos	35° 08' 29.83'' S 59° 05' 36.61'' O	
Salgado II		Lobos	35° 11' 56.43'' S 59° 06' 32.90'' O	
Botija	Arrecifes	Pergamino	33° 52' 18.00'' S 60° 39' 260.9'' O	
De los Sauces		Chacabuco	34° 28' 20.05'' S 60° 35' 54.03'' O	
Helves		Arrecifes	34° 04' 07.03'' S 60° 01' 59.02'' O	
Laprida	Ramallo	Arrecifes	33° 34' 54.00'' S 60° 03' 01.02'' O	
Nieves	Tapalqué	Azul	36° 51' 25.07'' S 60° 04' 41.06'' O	
Tiempo perdido		Tapalqué	36° 31' 32.09'' S 60° 44' 51.06'' O	

2.2. Enfoque metodológico

El cumplimiento de los objetivos planteados, se efectivizó mediante muestreos y técnicas experimentales. Para ello, se realizó una caracterización de los cursos de agua en relación con parámetros hidrológicos, fisicoquímicos, químicos y ecológicos, este último incluyó aspectos estructurales y funcionales de los ensambles de especies de hifomicetes acuáticos. Dicha caracterización se utilizó para comparar los distintos impactos recibidos por los cursos de agua, de tal modo que fuera posible analizar sus efectos sobre los hifomicetes acuáticos.

Para la caracterización ecológica de los ensambles, se tomaron como variables a medir la riqueza específica y la abundancia de conidios observados de cada especie. Esto se realizó para cada una de las muestras obtenidas tanto en la hojarasca como en la columna de agua. Los aspectos funcionales se evaluaron de forma experimental, al analizar diferentes procesos en los que están implicados los hifomicetes acuáticos en conjunto con otros hongos: la descomposición como medida de la eficiencia de degradación del material; la esporulación como indicador de la capacidad de extracción y obtención de energía a partir de los sustratos y la comparación con otros microorganismos descomponedores de las actividades de tres enzimas extracelulares importantes que producen estos hongos.

2.3. Caracterización de los tramos

En todos los casos, los tramos en los que se realizó el estudio fueron de 100 metros. En primer lugar, se realizó una caracterización general de su contexto ambiental, lo que permitió determinar el tipo de impacto en cada sitio: coordenadas geográficas, cuenca, localidad, distancia a ciudades, presencia de indicadores del impacto en el tramo estudiado, uso de las riberas, uso del suelo aledaño a los cuerpos de agua, tipo de sustrato del fondo del cauce y vegetación ribereña dominante.

Por otro lado, se realizó una caracterización del estado de los cuerpos de agua en cada uno de los sitios de muestreo. Se midieron parámetros hidrológicos, fisicoquímicos, químicos y materiales en suspensión:

- **Parámetros hidrológicos:** profundidad, ancho medio, velocidad del agua y caudal de los cursos de agua, de acuerdo con las recomendaciones de Gordon *et al.* (1992).

- **Parámetros fisicoquímicos:** Se midieron *in situ*: temperatura (Temp.), pH, conductividad (cond.), concentración de oxígeno disuelto (OD) y porcentaje de saturación de oxígeno disuelto (SatOD), mediante la utilización de una sonda multiparamétrica HACH HQ 40, la que se sumergió en zonas centrales de cada uno de los cauces.

- **Parámetros químicos:** Para realizar estos análisis, se tomaron muestras de agua por triplicado en cada tramo. En el laboratorio, se filtraron con membranas de fibra de vidrio Whatman® GF/C para la determinación de fósforo reactivo soluble (PRS) por el método del ácido ascórbico; amonio con el método de indofenol; nitritos por el método de Shinn; nitratos mediante el método de la columna reductora. Se estimó la concentración de sustancias húmicas por absorbancia espectrofotométrica (APHA, 2005). Cuando se utilizaron técnicas colorimétricas (para la determinación de fosfatos, amonio, nitritos y nitratos) la absorbancia propia de la muestra se descontó en la expresión final de los resultados. Para las curvas de calibración y diluciones se usó agua ultra pura.

- **Materiales en suspensión:** se determinaron los sólidos suspendidos totales (SST), materia orgánica (MO), materia inorgánica (MI) y se calcularon los porcentajes de los dos últimos. Para ello, se tomaron muestras de agua por triplicado en cada tramo. En el laboratorio, se filtraron con membranas de fibra de vidrio Whatman® GF/C, calcinados y prepesados. El volumen mínimo de muestra filtrada fue de 200 ml. Luego, los filtros se secaron a 60°C hasta peso constante, para obtener el peso seco total, posteriormente, se calcinaron a 480°C durante 4 horas para estimar el peso seco inorgánico. El peso seco orgánico (peso seco libre de cenizas) se calculó por diferencia entre los dos valores anteriores. Todas las medidas fueron realizadas con una balanza analítica Mettler +/-0,0001g (Strickland y Parsons, 1972).

2.4. Toma de muestras de hifomicetes en el plancton (micoplancton)

En todos los tramos se tomaron muestras de plancton por triplicado para la observación de conidios de hifomicetes acuáticos. Para ello, se utilizaron jeringas estériles de 60 ml. Se tomaron alícuotas de agua, aproximadamente 1 cm por debajo de la superficie de la columna, a lo largo del tramo, hasta completar el volumen total de cada jeringa (Figura 2.2). Cada muestra fue inmediatamente filtrada con membrana de acetato de celulosa,

con poros de 5 micrones, fijadas y coloreadas con lactofenol - azul de algodón 0,1 %. Las muestras fueron guardadas en envases rotulados para la posterior observación de los conidios retenidos en las mismas (ítem 2.8.1).



Figura 2.2: a- filtración de una muestra de micoplankton en el arroyo Helves. b- membranas recién filtradas.

2.5. - Experimentos de descomposición

2.5.1. Procedimientos

Los procedimientos se realizaron de acuerdo con Graça *et al.* (2005) y Elozegi y Sabater (2009), en distintos arroyos que representaron cada uno de los impactos estudiados. En todos los casos se evaluó la descomposición en dos tramos del mismo cuerpo de agua. Uno de ellos se ubicó en sitios que presentaron uso del suelo aledaño con alguno de los tres tipos de impacto (Ganadero, urbano-industrial e invasión de las riberas con plantas exóticas leñosas); mientras que el otro sitio, de referencia, fue situado en una zona no impactada.

Para la realización de los experimentos se prepararon bolsas de descomposición conteniendo 5 gramos de hojas secas: álamo (*Populus nigra* L.), como forestal; acacia negra (*Gleditsia triacanthos* L.), como invasora; cebadilla criolla (*Bromus unioloides* K.) como vegetación autóctona. El material fue recolectado en el campo de la Universidad Nacional de Luján (UNLu). En otoño, durante el período de senescencia, se tomaron hojas de acacia negra y álamo negro, inmediatamente después que cayeran de la planta; la cebadilla criolla fue recolectada mediante corte con tijera de láminas senescentes de las plantas. En todos los casos se corroboró que el material no

presentara lesiones producidas por hongos, patógenos o insectos; posteriormente fue depositado en un lugar seco y en oscuridad hasta peso constante.

Las bolsas utilizadas fueron de dos tipos:

- 1- Malla gruesa: Dobles, una exterior con luz de 1 cm^2 , la que contuvo otra bolsa de trama cerrada (1 mm) para evitar la pérdida del material pequeño. Esta última, tuvo una abertura en su parte superior, la que permitió el ingreso de los macroinvertebrados (Figura 2.3a).
- 2- Malla fina: fue de trama cerrada, con poros de $500\ \mu\text{m}$, lo que permitió el ingreso de microorganismos en general y particularmente esporas de hifomicetes. Sin la abertura superior, lo que impidió el ingreso de invertebrados (Figura 2.3b). Este diseño fue sugerido por el Dr. Ricardo Albariño (Albariño comunicación personal).

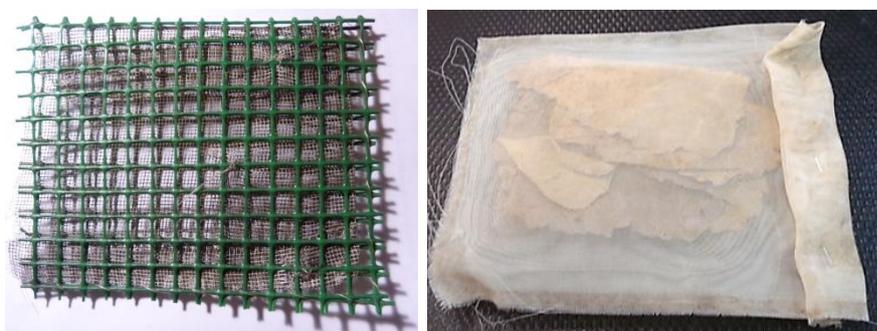


Figura 2.3. Bolsas de descomposición con hojarasca de álamo en su interior. **a-** malla gruesa; **b-** malla fina

En otoño – invierno, coincidentemente con el período de ingreso de hojarasca proveniente de la vegetación caducifolia, se dispusieron bolsas de ambos tipos, inmersas en los cursos de agua para permitir la colonización por parte de los organismos presentes en cada tramo. Las mismas, se retiraron por triplicado a intervalos crecientes, los que variaron en cada experimento y se detallan posteriormente en cada uno de los capítulos. Las bolsas retiradas se transportaron en una conservadora portátil a $4\ ^\circ\text{C}$ para su procesamiento.

En el laboratorio, se realizó un lavado superficial a cada una de las bolsas para eliminar el material de arrastre depositado sobre la hojarasca, así como los invertebrados, en el caso de las bolsas con malla gruesa. El contenido se dispuso en recipientes de aluminio que se secaron en estufa a $60\ ^\circ\text{C}$, hasta peso constante, para obtener el peso seco total.

2.5.2. Cálculo de las tasas de descomposición

Las tasas de descomposición de la hojarasca se determinaron a partir de la variación del peso seco del material vegetal retirado en los distintos intervalos de colonización. Esa pérdida de masa en el tiempo se ajusta a un modelo de regresión exponencial negativo y se calculó a partir de la siguiente ecuación:

$$M_t = M_0 e^{-kt}$$

Donde M_t = peso seco en el tiempo t ; M_0 = peso seco inicial; k es la tasa de pérdida de peso seco (tasa de descomposición).

La descomposición ocurrida en las bolsas de malla fina se atribuyó a hongos, así como a otros microorganismos. Las de malla gruesa indicaron la importancia de los invertebrados en el proceso (Gessner y Chauvet, 2002).

2.5.3. Cocientes de las tasas de descomposición

Se calcularon los cocientes de las tasas de descomposición de acuerdo con Gessner y Chauvet (2002). Estos autores, proponen como indicadores funcionales de calidad ecológica de los cursos de agua, las relaciones entre las tasas de descomposición de sitios impactados vs sitios de referencia (impactado/no impactado); así como el cociente de las tasas de descomposición de las bolsas de distintas mallas (malla gruesa/malla fina). Según sea el resultado de los mencionados cocientes, se considera el nivel o grado de impacto del tramo estudiado, en base al siguiente criterio:

- Si el cociente de las tasas es un valor comprendido entre 0,75 – 1,33 indica que no hay evidencia clara de impacto (métrico = 2).
- Si el cociente de las tasas es un valor comprendido entre 0,5 – 0,75 ó 1,33 – 2,0 (incluyendo estos valores) indica que el arroyo está impactado (métrico = 1).
- Si el cociente de las tasas es un valor $< 0,5$ ó $> 2,0$ indica que el arroyo está severamente impactado (métrico=0).

2.6. Experimentos de esporulación

2.6.1. Procedimientos

Los experimentos de esporulación se llevaron a cabo en algunos arroyos que representaron cada tipo de impacto, con la finalidad de determinar las especies de hifomicetes acuáticos asociados a hojarasca en descomposición. Los procedimientos se

realizaron según Graça *et al.* (2005) y Elozegi y Sabater (2009). Para la realización de estos ensayos, se procedió del mismo modo que en el caso de la descomposición (ítem 2.5.1), pero se emplearon solo bolsas de malla fina.

En el laboratorio, se eliminó el material depositado en la superficie de la hojarasca, mediante lavado con agua estéril. De cada una de las réplicas se tomaron muestras de los sustratos en descomposición: 5 bocados circulares de 1 cm de diámetro en el caso del álamo negro, 10 folíolos de acacia negra, en promedio de aproximadamente 0,4 cm² cada uno y 10 fragmentos de cebadilla criolla de aproximadamente 1 cm de largo. Todo el instrumental utilizado en los procedimientos fue esterilizado con alcohol 70° y flameado de forma previa al procesamiento de cada réplica.

Con la finalidad de inducir la esporulación de los hifomicetes descomponedores presentes en los fragmentos de hojarasca, el material obtenido de cada bolsa se incubó por separado en Erlenmeyers con 50 ml de agua estéril. Los mismos se dispusieron en agitadores, a 70 rpm, durante 48 horas a temperatura ambiente, (Figura 2.4). Las esporas producidas, quedaron en el agua de incubación, la que se filtró con membranas de acetato de celulosa de 5 µm de tamaño de poro. Los filtros se fijaron y colorearon para la observación posterior y conteo de los conidios retenidos (ítem 2.8.1). Una vez concluido el ensayo, los fragmentos de hojas utilizados se secaron en estufa a 60 °C hasta peso constante y se determinó el peso seco utilizando una balanza analítica. Esos valores, permitieron calcular el número de esporas producidas por gramo de peso seco de hojarasca.



Figura 2.4. Erlenmeyers en agitación, en uno de los experimentos de esporulación.

2.6.2. Cálculo de las tasas de esporulación

Las tasas de esporulación se determinaron a partir de la variación del número de conidios en los distintos períodos de incubación en los arroyos. Se realizó de acuerdo a Elosegí y Sabater (2009), a partir de la siguiente ecuación:

$$E = \frac{n \cdot A/a}{t \cdot P}$$

Donde n=número promedio de esporas por campo de microscopio; a=área del campo del microscopio; A=área de la membrana con la que se filtró la suspensión de esporas; t=tiempo y p=peso seco de los fragmentos de hojas.

2.7. Medición de actividades enzimáticas extracelulares

Se realizaron experimentos de evaluación de actividades enzimáticas en tres cursos de agua, los que representaron cada uno de los impactos estudiados. Se prepararon bolsas de descomposición, de forma similar a lo descrito previamente (ítem 2.6) con acacia negra como sustrato. Se utilizaron folíolos de tamaño semejante (0,5 cm² en promedio) Las bolsas se dispusieron por triplicado en los cuerpos de agua. A los 15-20 días, se retiró el material incubado y se transportó al laboratorio en refrigerador portátil a 4 °C para su procesamiento.

En el laboratorio, se tomaron 12 folíolos de cada réplica por cada sitio y se les realizó un lavado superficial con agua estéril. Ese material se utilizó para la determinación de las actividades enzimáticas, para lo que se llevó a cabo un ensayo con los siguientes tratamientos:

- 1- Para el control se incubaron seis folíolos por cada una de las réplicas de cada sitio, en 60 ml de agua estéril.
- 2- A otros seis folíolos se les agregó 250 microlitros del fungicida PCNB (Pentacloronitrobenceno), para lograr una concentración de 50 ppm. Dicho valor de concentración se obtuvo mediante la realización de un ensayo preliminar en el que se evaluó la proporción de fungicida necesaria para inhibir la actividad de las enzimas, luego de 48 horas de incubación en presencia del mismo.

Con el objetivo de lograr la mayor reducción posible de la actividad enzimática producida por los hongos, luego de agregado el fungicida, las muestras (incluyendo las del control) se incubaron en oscuridad con agitación a 75 rpm durante 48 horas a 20 °C.

Una vez transcurrido ese período, los folíolos se dispusieron por separado, en recipientes de vidrio estériles debidamente rotulados, con 2 ml de agua estéril; se los mantuvo 24 horas estáticos en oscuridad. Luego se realizó la determinación de las actividades enzimáticas de cada muestra.

A continuación, se determinó la actividad de las enzimas por espectrofluorimetría, mediante la utilización de sustratos artificiales que fluorescen al ser degradados (Romaní *et al.*, 2001). La técnica se basa en el empleo de compuestos complejos que contienen el enlace sobre el que actúa la enzima de la cual se medirá la actividad. En un extremo de ese enlace hay una molécula (metilumbeliferona), que emite fluorescencia cuando queda libre como consecuencia de la catálisis.

Se analizó la actividad de tres enzimas: fosfatasa alcalina (PA), actúa mediante desfosforilación; β -glucosidasa (GLU), cataliza la ruptura de enlaces glucosídicos produciendo glucosa; celobiohidrolasa (CBH), produce celobiosa mediante la catálisis de enlaces β -glucosídicos.

Los procedimientos se realizaron según Romaní *et al.* (2006): a cada foliolo de acacia negra, por separado, se les agregó 2 ml del sustrato artificial. Se realizó una incubación en oscuridad, con agitación a 50 rpm durante una hora a 17 °C. Luego, un espectrofluorímetro Shimadzu DR-3, se midió la emisión de fluorescencia en un rango de excitación/emisión de 350/450 nm. La fluorescencia del agua estéril (blanco) se descontó en la expresión final de los resultados.

Una vez concluidas las determinaciones, los folíolos utilizados en los experimentos se secaron en estufa a 60 °C hasta peso constante y se estimó el peso seco de cada uno. Esos valores se utilizaron para el cálculo de la actividad enzimática, determinada como la máxima velocidad de hidrólisis obtenida mediante la ecuación Lineweaver-Burk, sobre la base de la ley de Michaelis-Menten (Romaní y Sabater 1999, Romaní 2001), a partir de la siguiente fórmula:

$$AE = \frac{Muf}{t * P}$$

Donde AE = actividad de cada enzima en nMMuf.h⁻¹.g⁻¹; Muf = concentración de sustrato artificial (metilumbeliferona), degradado; t= tiempo de incubación del sustrato (1hora de acuerdo a la técnica) y P= peso del sustrato.

Para obtener la concentración final de sustrato degradado se realizó de forma previa una curva de calibración para el Muf a distintas concentraciones, y se relacionó la fluorescencia observada en cada muestra con la concentración de cada sustrato.

El porcentaje de actividad enzimática asociada a los hongos (AEH) se determinó al considerar los promedios de los tratamientos mediante la relación.

$$AEH = \left(1 - \frac{PCNB}{C}\right) * 100$$

Donde C es el promedio de la actividad de cada enzima en el control y PCNB es el promedio del tratamiento con fungicida.

La ecuación se construyó de la siguiente forma: El valor 1 representa el total de actividad enzimática. El valor del cociente PCNB/C representa la proporción de actividad enzimática correspondiente a todos los organismos a excepción de los hongos. La diferencia entre ambos valores multiplicado por 100 es el porcentaje AEH.

2.8. Métodos de observación, conteo y determinación de las especies

2.8.1. Observación y conteo

Todas las membranas con los conidios filtrados de las muestras de plancton (ítem 2.4) y hojarasca (Ítem 2.6), fueron montadas en porta y cubre objetos con lactofenol-azul de algodón o bálsamo de Canadá, sellados con esmalte y depositados como preparados permanentes en el laboratorio del Programa de Ecología de Protistas y Hongos de la UNLu. Parte de ellas fueron además incorporadas a la colección de hongos del BAFC (*Buenos Aires Fungal Collection*) (Thiers, 2020), perteneciente a la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales (UBA) y mantenida en colaboración por el Instituto de Micología y Botánica (UBA-CONICET²).

Los preparados se observaron en microscopio óptico (400x) y se realizaron microfotografías. El conteo de los conidios de cada especie se realizó de acuerdo con Romaní *et al.* (2009), en un mínimo de 30 campos de microscopio y luego del registro de al menos 100 conidios por cada membrana, lo que sucedió en la mayoría de los casos al superar los 100 campos de microscopio óptico.

2.8.2. Determinación morfológica de las especies

La determinación morfológica se realizó a partir de la observación de los conidios en las membranas y de los conidióforos, en fragmentos de hojas que se incubaron con agua estéril en cultivos estacionarios de acuerdo a Ingold (1975). Se utilizaron claves taxonómicas y descripciones bibliográficas (ítem 3.2).

2.9. Análisis de la información

2.9.1. Tratamiento de los datos y cálculos de índices de diversidad

Tanto en el micoplancton, así como en la hojarasca en descomposición, los ensambles de hifomicetes acuáticos en cada sitio se caracterizaron según la presencia/ausencia de las especies observadas, así como por su número. En la hojarasca, además, a partir de la abundancia de conidios de cada especie, se calcularon distintos índices de diversidad, los que se utilizaron para comparar los ensambles de hongos ingoldianos asociados a la hojarasca en descomposición.

En ambos casos (plancton y hojarasca) los parámetros estructurales mencionados se calcularon según la siguiente clasificación: hifomicetes (total de especies observadas, incluyendo los organismos típicamente terrestres); hongos ingoldianos (especies acuáticas y anfibias, adaptadas a los ambientes acuáticos); género más abundante.

Los índices de diversidad que se utilizaron fueron los primeros tres parámetros de la serie de números de Hill (Hill, 1973): N_0 =riqueza de especies, N_1 =diversidad de especies abundantes y N_2 =diversidad de especies muy abundantes. También se analizó la equitatividad de Hill (J' = relación entre las especies abundantes y las muy abundantes), los que se calcularon a partir de las siguientes fórmulas:

- $N_0 = S$ $S =$ Riqueza de especies
- $N_1 = e^{-H}$ $H = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$ (p_i = abundancia relativa de la especie i)
- $N_2 = 1/D$ $D = \sum_{i=1}^S p_i^2$ (p_i = abundancia relativa de la especie i).
- $J' = N_2/N_1$ Equitatividad de Hill

La utilización de los índices permitió contrastar de un modo estandarizado los distintos ensambles observados en cada tramo. En base a los resultados obtenidos, se realizó una comparación entre los parámetros estructurales y funcionales medidos en los

distintos ambientes. De ese modo, se contrastó el efecto de los impactos, sobre los hifomicetes y sobre su influencia en la descomposición de material vegetal.

2.9.2 - Análisis estadísticos

Los análisis estadísticos se realizaron con los Software SPSS 21; Infostat y Excel. Para la realización de los mismos se corroboró el cumplimiento de los supuestos y los requisitos de las variables y se validaron mediante gráficos y/o pruebas de hipótesis específicas para cada tipo de análisis.

Las pruebas de normalidad en los casos que se requirieron se realizaron mediante el test de Shapiro – Wilk. La homogeneidad de varianzas se comprobó con el estadístico de Levene (Kuhel, 2000).

Las comparaciones de los tramos, en relación con los distintos parámetros estructurales y funcionales de los ensambles de hifomicetes, se efectuaron con el estadístico t de Student, y análisis de la varianza multivariado, en los casos de tratamientos múltiples (descomposición, esporulación y actividades enzimáticas). Cuando no se corroboraron los supuestos, las comparaciones entre los parámetros descriptivos se analizaron mediante pruebas no paramétricas de comparaciones múltiples de Kruskall-Wallis (Kuhel, 2000).

Se utilizaron distintos métodos de análisis para establecer las asociaciones entre las variables de caracterización de los tramos y los parámetros del micoplancton (Kuhel, 2000):

- Los patrones de agrupamiento de los tramos, de acuerdo con su similitud en relación a la presencia de las distintas especies en el plancton, se estudiaron mediante análisis de clasificación con matrices de distancia euclídea utilizando el método de Ward.
- Para establecer las correlaciones entre las variables de caracterización ambiental y la presencia de las distintas especies y géneros mayoritarios, se realizaron análisis de escalamiento óptimo. Los análisis de asociación de la riqueza de especies con los parámetros ambientales fueron distintos de acuerdo al tipo de impacto.

CAPÍTULO 3

DESCRIPCIÓN DE LAS ESPECIES

3.1. Introducción

Como ya se ha mencionado, los estudios sobre hifomicetes acuáticos, reportados en la literatura a nivel mundial, son escasos (Duarte, 2016). Sin embargo, se han identificado más de 300 especies (Shearer *et al.*, 2007).

En el hemisferio norte, los trabajos de mayor relevancia se realizaron en Alemania (Solé *et al.*, 2008), China (Lee *et al.*, 1998; Chan *et al.*, 2000), Finlandia (Tolkkinen *et al.*, 2015), Francia (Lecerf y Chauvet, 2008), Nigeria (Ingold, 1956; Ingold, 1958), Polonia (Cudowski *et al.*, 2015), Botswana y Uganda (Ingold, 1958).

En América latina se han realizado investigaciones en Argentina, Brasil, Cuba, República Dominicana, Ecuador, Jamaica, Puerto Rico, Venezuela, Colombia y Panamá (Santos y Betancourt, 1997; Schoenlein-Crusius y Piccolo, 2003; Bärlocher *et al.*, 2010; Fernández y Smits, 2010; Narváez *et al.*, 2016; Kravetz *et al.*, 2018; Tarda *et al.*, 2019).

En Argentina, de acuerdo con la literatura publicada, los hifomicetes acuáticos y aeroacuáticos han sido escasamente estudiados. Hasta la realización de este estudio, se registraron un total de 30 especies (excluyendo aquellas de hábitos típicamente terrestres): 12 en Tierra del Fuego (Godeas 1985), 1 en Río Negro (Gamundi *et al.*, 1977); en la región Pampeana se encuentran estudios taxonómicos de hifomicetes del río Santiago, La Plata, Buenos Aires (10 especies) (Arambarri *et al.*, 1987a; Arambarri 1987b; Arambarri *et al.*, 1987c; Arambarri *et al.*, 1987d; Arambarri *et al.*, 1989; Arambarri *et al.*, 1990; Cazau *et al.*, 1990; Cabello *et al.*, 1990; Arambarri *et al.*, 1991; Arambarri *et al.*, 1992a; Arambarri *et al.*, 1992b; Cabello *et al.*, 1993; Cazau *et al.*, 1993; Cabello *et al.*, 1998; Arambarri *et al.*, 2001); un estudio de tipo ecológico, en donde se ha observado una especie del género *Tetracladium* descomponiendo hojarasca sumergida en el arroyo (Marano *et al.*, 2011); hongos ingoldianos y dematiaceos asociados a hojarasca en descomposición de *Typha latifolia* de 4 arroyos de la ciudad de La Plata (9 especies + 13 a nivel de género) (Tarda *et al.*, 2019).

En la mayoría de esos trabajos, además se ha observado la presencia de hifomicetes típicamente terrestres y otros organismos descomponedores. Adicionalmente, en Argentina, cinco especies con hábitos acuáticos y aeroacuáticos fueron reportadas en ambientes terrestres: en los bosques Andino-Patagónicos, descomponiendo hojarasca de Notofagaceas (Arambarri y Spinedi 1984; Sánchez y Bianchinotti 2015), en Misiones y Entre Ríos en palmeras nativas (Capdet y Romero 2012).

El objetivo de este capítulo fue identificar y realizar una descripción morfológica resumida de cada una de las especies observadas en la Tesis.

3.2. Metodología

La determinación morfológica de las especies se realizó a partir de la observación de los conidios y conidióforos (ítem 2.8.2). Se emplearon criterios ontogénicos como iniciación, desarrollo y proliferación de las estructuras de esporulación, para poder obtener suficientes elementos taxonómicos y consultar las claves de identificación.

Complementariamente, se realizaron consultas a especialistas, tanto en nuestro país como en el exterior: Dr. Ricardo Albariño (INBIOMA-UNComahue-CONICET); Dra. Andrea Romero (INMIBO-UBA-CONICET); Dr. Manuel Graca (Universidad de Coimbra, Portugal); Dr. Félix Báerlocher (Mount Allison University, Canadá); Dr. Eric Chauvet (French National Centre for Scientific Research, Paris, France).

Se utilizaron claves taxonómicas de hifomicetes ingoldianos de Gulis *et al.* (2005); Marvanová (2011); Fiuza *et al.*, (2017) y descripciones bibliográficas que se mencionan para cada una de las especies.

3.3. Resultados

Se colectaron un total de 96 muestras de plancton y se realizaron 204 preparados a partir de muestras de hojarasca. Mediante su observación, se contabilizaron un total de 89 especies de hifomicetes: 14 de hábitos típicamente terrestres y 75 de hábitos acuáticos o aeroacuáticos.

A continuación, se resumen las características morfológicas de las especies y géneros identificados en todo el estudio. Por simplicidad, se incluye la referencia del depósito de solo uno de los especímenes examinados y una breve discusión sobre su registro en la región pampeana y Argentina; la presencia de aquellas especies que se observaron en más de un arroyo y/o sustrato, se indica en los Capítulos 4, 5 y 6, donde se mencionan para cada tramo y tipo de hojarasca en los que se las observó. Las especies se describen en orden alfabético con sus correspondientes láminas. La clasificación taxonómica se realizó a partir de publicaciones de filogenias moleculares con registro en el GenBank (2021); la misma se presenta al final de este capítulo como Apéndice.

- *Alatospora acuminata* Ingold, Transactions of the British Mycological Society 25 (4): 377 (1942). (Fig. 3.1a).

Conidios hialinos, tetrarradiados, unicelulares, formados por 4 brazos (15- 45 x 1-2,5 μm), aguzados hacia el ápice, que surgen de un punto central; uno de ellos unido por el extremo a la célula conidiógena fialídica. Conidióforos simples con una sola fiálide, que producen conidios en sucesión basípeta.

Material examinado: Luján, Buenos Aires, arroyo Gutiérrez, 34° 35' 45.11'' S 59° 07' 03.98'' O, 18 de junio de 2017, Kravetz, S. 564 (UNLu). Se encuentra en un total de 30 preparados realizados con muestras de plancton y 36 con hojarasca de acacia negra, álamo y cebadilla criolla.

Nota: Esta especie fue la única que se presentó en todos los ambientes (impactados y no impactados) y todos los tipos de hojarasca. Ha sido reportada para la provincia de Buenos Aires por Tarda *et al.* (2019), en arroyos de la ciudad de La Plata. Su distribución es cosmopolita y fue detectada en plancton y hojarasca en descomposición de ríos y arroyos de todos los continentes, a excepción de Antártida; en América del sur se ha registrado en Venezuela y Brasil (Fernández y Smits, 2015; Fiuza *et al.*, 2017; GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *A. acuminata* fue identificada y clasificada dentro de la Familia Leotiaceae, Orden Leotiales, Phylum Ascomycota (Baschien *et al.*, 2013; Duarte *et al.*, 2014; Feckler *et al.*, 2017). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Ingold (1942).

- *Alatospora pulchella* Marvanová, Archiv für Protistenkunde 119 (1): 71 (1977). (Fig. 3.1b).

Conidios hialinos, tetraradiados, unicelulares. Formados por 4 brazos (9-24 x 2-3 μm), que surgen de un punto central. Cada brazo es curvado en la inserción, de perfil sinuoso, con la parte proximal cilíndrica a estrechamente claviforme y la parte distal angosta. Conidióforos no observados.

Material examinado: Buenos Aires, arroyo Laprida, 33° 34' 54.00'' S 60° 03' 01.02'' O, 8 de septiembre de 2017, Kravetz, S. 73 (UNLu). Se encuentra en 4 preparados realizados con muestras de plancton de ambientes rurales.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina y Sudamérica; hasta la actualidad, fue detectada descomponiendo hojarasca en ríos y arroyos de Australia, España, Portugal, Italia, Holanda y Reino Unido (GBIF, 2021). De acuerdo con la

filogenia molecular, *A.pulchella* fue identificada y clasificada dentro de la Familia Leotiaceae, Orden Leotiales, Phylum Ascomycota (Baschien *et al.*, 2013; Duarte *et al.*, 2015; Feckler *et al.*, 2017). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Marvanová (1977).

- ***Alternaria* spp.** (Fig. 3.1c)

Conidios pardo oscuro, multiseptados (20-60 x 10-30 μm), catenados o solitarios, típicamente ovoides a obclavados, con septos transversales, longitudinales y oblicuos. Células conidiógenas terminales, integradas. Conidióforos simples o poco ramificados.

Material examinado: Luján, Buenos Aires, arroyo Gutiérrez, 34° 35' 45.11'' S 59° 07' 03.98'' O, 18 de junio de 2017, Kravetz, S. 563 (UNLu). Se encuentra en un total de 96 preparados realizados con muestras de plancton y 123 preparados con hojarasca de acacia negra, álamo y cebadilla criolla.

Nota: *Alternaria* es un género de hongos típicamente terrestres, ampliamente distribuido en la región pampeana, con especies descomponedoras de material vegetal, así como fitopatógenas (da Cruz Cabral, 2018). Se reportó en ambientes terrestres de Buenos Aires (da Cruz Cabral, 2018), aunque no se ha observado previamente en cursos de agua. Una gran cantidad de especies de este género tienen distribución cosmopolita y se las ha registrado en todos los continentes (GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, el género *Alternaria* fue identificado y clasificado dentro de la Familia Pleosporaceae, Orden Pleosporales, Phylum Ascomycota (Woudenberg *et al.*, 2015; Vu *et al.*, 2019).

- ***Amniculicola longissima*** (Sacc. & P. Syd.) Nadeeshan & K.D. Hyde, IMA FUNGUS 7 (2): 301 (2016) (Fig 3.1d).

Conidios hialinos, aleurospóricos, no ramificados, filiformes a sigmoideos, 6-15 septados (100-250 x 3-6 μm), en el extremo basal puede haber un remanente de la célula separadora del conidióforo simple que se rompe al madurar el conidio.

Material examinado: Mercedes, Buenos Aires, arroyo Balta, 34° 40' 44.67'' S 59° 19' 58.88'' O, 5 de abril de 2017, Kravetz, S. 450 (UNLu). Se encuentra en un total de 37 preparados realizados con muestras de plancton y 55 preparados con hojarasca de acacia negra, álamo y cebadilla criolla.**Nota:** De acuerdo a Ingold (1942), esta especie tiene preferencia por los pecíolos de las hojas. *A. longissima* se reportó en Buenos Aires por Tarda *et al.* (2019) en arroyos cercanos a la ciudad de La Plata. En este trabajo fue

registrada en todos los ambientes (impactados y no impactados), tanto en plancton como en todos los tipos de hojarasca. Su distribución es cosmopolita y ha sido detectada en ríos y arroyos de Europa, Sudamérica y Oceanía; en América del sur, se ha registrado para el norte de Brasil, Venezuela, Colombia y Argentina (Fernández y Smits, 2015; Fiuza *et al.*, 2017; Pardo, 2020; GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *A. longissima* fue identificada y clasificada dentro de la Familia Amniculicolaceae, Orden Pleosporales, Phylum Ascomycota (Raja *et al.*, 2011; Baudy *et al.*, 2019). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con las descripciones de Gulis *et al.* (2005) e Ingold (1942).

- *Anguillospora angulata* (R.H. Petersen) Readhead et White, Can. J. Bot. 63: 1434 (1985) (Fig 3.1e).

Conidios hialinos, holoblásticos, falcados, 6-10 septados, truncados en la base (60-200 x 3-7 μm), ahusándose a 1-2 μm en el ápice, células intermedias levemente atenuadas, lisas, con extensión basal excéntrica (20-100 x 1-2 μm). Células conidiógenas terminales, integradas con cicatrices planas. Conidióforos simples.

Material examinado: San Andrés de Giles, Buenos Aires, arroyo Giles, 34° 27' 17.28'' S 59° 27' 27.91'' O, 8 de abril de 2015, Kravetz, S. 12 (UNLu). Se encuentra en 1 preparado realizado con muestras de plancton.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Hasta la actualidad, esta especie ha sido detectada en hojarasca en descomposición en ríos y arroyos de Norteamérica, siendo este el primer reporte para América del sur (Readhead, 1985). No se encuentran registros de análisis filogenéticos para esta especie (GenBank, 2021). De acuerdo a los registros de Mycobank (2021), *A. angulata* pertenece al Orden Pleosporales, Phylum Ascomycota. Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Readhead (1985).

- *Anguillospora crassa* Ingold, Transactions of the British Mycological Society 41 (3): 367 (1958) (Fig 3.1f).

Conidios hialinos, holoblásticos, no ramificados, con forma sigmoidea a filiforme, 5-10 septados (100-150 x 7-12 μm). Conidióforos no observados.

Material examinado: Mercedes, Buenos Aires, arroyo Frías 34° 36' 38.74'' S 59° 25' 32.07'' O, 5 de abril de 2017, Kravetz, S. 51 (UNLu). Se encuentra en 1

preparado realizado con muestras de plancton y 11 preparados con hojarasca de acacia negra y cebadilla criolla.

Nota: Esta especie se observó únicamente en muestras de hojarasca en tramos no impactados de los arroyos Giles, Gutiérrez e impactado del arroyo Balta. Este es el primer registro para Argentina. Hasta la actualidad, fue detectada en ríos y arroyos de varios países de Europa y África, en Sudamérica se reportó en Venezuela y Brasil (Fernández y Smits, 2015; Fiuza *et al.*, 2017; GBIF, 2021). De acuerdo a los registros de Mycobank (2021), las especies del género *Anguillospora* pertenecen al Orden Pleosporales. Según los análisis moleculares realizados por Feckler *et al.* (2017) y Baudy *et al.* (2019), *A. crassa* se incluye en el clado del Subphylum Pezizomycotina. Sin embargo, de acuerdo a Johnston y Baschien (2020), esta especie se sitúa en la familia Tricliadiaceae del Orden Helotiales, Phylum Ascomycota; en este trabajo se considera correcta esta última clasificación. Las características morfológicas de las muestras examinadas coinciden con la descripción de Ingold (1958).

- *Anguillospora filiformis* Greathead, J. S. Afr. Bot. 27: 202 (1961). (Fig. 3.1 g)

Conidios hialinos, holoblásticos, no ramificados, filiformes o sigmoideos, 5-10 septos, 100- 300 x, con menos de 5 µm de ancho, extensión basal excéntrica. Conidióforos no observados.

Material examinado: Luján, Buenos Aires, arroyo Haras, 34° 31' 32.86'' S 59° 10' 04,46'' O, 5 de abril de 2017, Kravetz, S. 52 (UNLu). Se encuentra en 9 preparados realizados con muestras de plancton y 4 preparados con hojarasca de acacia negra y álamo.

Nota: Esta especie se observó únicamente en arroyos de la cuenca del río Luján. Este es el primer registro para Argentina. Hasta la actualidad, ha sido detectada en plancton y hojarasca en descomposición en ríos y arroyos de varios países de Europa; Estados Unidos, Brasil, Venezuela y Colombia (Fernández y Smits, 2015; Fiuza *et al.*, 2017; Pardo, 2020; GBIF 2021). Según la filogenia molecular, *A. filiformis* se incluye en el clado del Subphylum Pezizomycotina (Belliveau y Bärlocher, 2005; Seena *et al.*, 2010; Duarte *et al.*, 2012). Además, de acuerdo a los registros de Mycobank (2021), pertenece al Orden Pleosporales, Phylum Ascomycota. Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con las descripciones realizadas por Gulis *et al.* (2005) y Fiuza *et al.* (2017).

- *Anguillospora furtiva* J. Webster & Descals, Canadian Journal of Botany 76 (9): 1647 (1999) (Fig 3.1h).

Conidios hialinos, holoblásticos, no ramificados, filiformes, típicamente algo sinuosos, ocasionalmente con atenuaciones intercalares, 10-20 septados (60-300 x 4-10 µm), con base truncada y extensión basal.

Material examinado: Arrecifes, Buenos Aires, arroyo Helves 34° 04' 07.03'' S 60° 01' 59.02'' O, 22 de junio de 2017, Kravetz, S. 61 (UNLu). Se encuentra en 1 preparado realizado con muestras de plancton.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Hasta la actualidad, esta especie ha sido detectada en plancton y hojarasca en descomposición en ríos y arroyos de países de Europa y Brasil (Fiuza *et al.*, 2017; GBIF, 2021). Como ya se mencionó, de acuerdo a los registros de Mycobank (2021), las especies del género *Anguillospora* pertenecen al Orden Pleosporales. Sin embargo, Al igual que en el caso de *A. crassa*, según los análisis de filogenia molecular, *A. furtiva* pertenece a la familia Tricladaceae del Orden Helotiales, Phylum Ascomycota. (Belliveau y Bärlocher, 2005; Baschien *et al.*, 2006; Johnston y Baschien, 2020). Las características morfológicas del material examinado coinciden con la descripción de Descals *et al.* (1998).

- *Anguillospora aff. pseudolongissima* Ranzoni, Farlowia 4: 362 (1953) (Fig. 3.1i)

Conidios hialinos, holoblásticos, no ramificados, con forma filiforme o sigmoidea, 7-9 septos, 70-90 x 2-5 µm. Conidióforos no observados.

Material examinado: Marcos Paz, Buenos Aires, arroyo Durazno Chico, 34° 48' 23.04'' S 58° 58' 56.18'' O, 28 de agosto de 2017, Kravetz, S. 365 (UNLu). Se encuentra en 34 preparados realizados con muestras de plancton y 56 preparados con hojarasca de álamo, acacia negra y cebadilla criolla.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Presenta una distribución cosmopolita y ha sido detectada en ríos y arroyos de todos los continentes, a excepción de Antártida; en América del sur, se ha reportado en Brasil y Colombia (GBIF, 2021). De acuerdo con Mycobank (2021), *Anguillospora pseudolongissima* pertenece al Orden Pleosporales, Phylum Ascomycota. No se encuentran registros de análisis filogenéticos para esta especie (GenBank, 2021) Las características morfológicas de los materiales examinados son similares a la descripción de Fiuza y Gusmão (2013); sin embargo, en los fragmentos de hojarasca no fue posible observar

los conidios asociados a los conidióforos, por ese motivo, no se pudo asegurar la identificación a nivel de especie.

- *Anguillospora rosea* J. Webster & Descals, Canadian Journal of Botany 76 (9): 1651 (1999) (Fig. 3.1j).

Conidios hialinos, holoblásticos, fuertemente arqueados a sigmoideos, fusoides, 10-30 septados, de base truncada, muchas veces redondeada (100–200 x 3–6 μm). Células conidiógenas terminales, integradas con proliferaciones percurrentes. Conidióforos simples o escasamente ramificados.

Material examinado: Gral. Las Heras, Buenos Aires, arroyo Durazno Chico 34° 48' 23.04'' S 58° 58' 56.18'' O, 28 de agosto de 2017, Kravetz, S. 369 (UNLu). Se encuentra en 5 preparados realizados con muestras de plancton y 1 con hojarasca de álamo negro.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina y Sudamérica; su distribución es cosmopolita y ha sido detectada en ríos y arroyos de Europa, Asia y Norteamérica (GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *A. rosea* fue identificada y clasificada dentro de la Familia Orbiliaceae, Orden Orbiliales, Phylum Ascomycota (Belliveau y Bärlocher, 2005; Qiao *et al.*, 2015). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Descals *et al.* (1999).

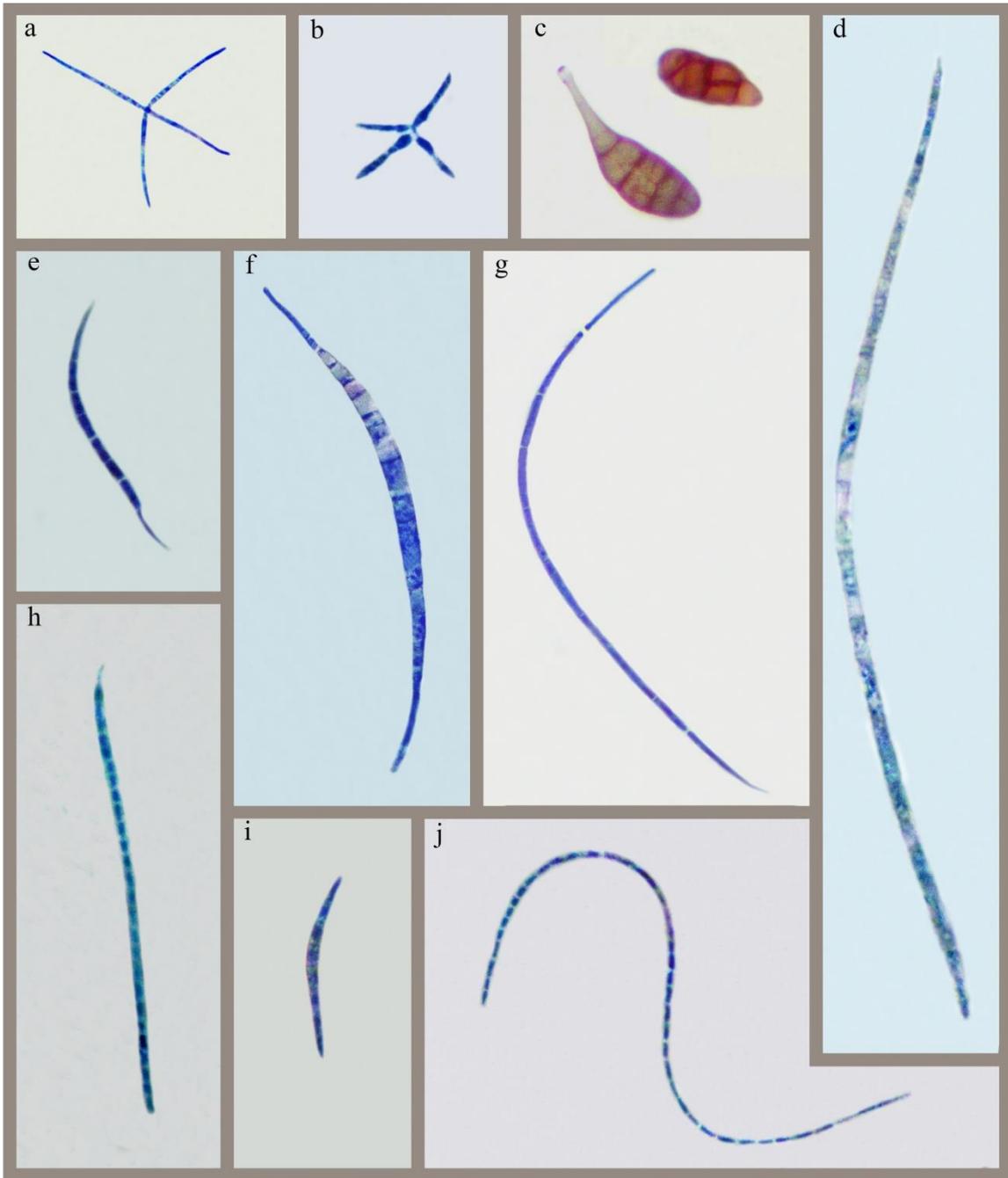


Figura 3.1. Conidios de hifomicetes observados en la realización del estudio. a- *Alatospora acuminata*; b- *A. pulchella*; c- *Alternaria* spp.; d- *Amniculicola longissima*; e- *Anguillospora angulata*; f- *A. crassa*; g- *A. filiformis*; h- *A. furtiva*; i- *A. pseudolongissima*; j- *A. rosea*.

- *Aquanectria penicillioides* (Ingold), Lombard *et al.*, Studies in Mycology 80:189-245 (2015) (Fig. 3.2a).

Conidios hialinos, no ramificados, 0-1 septos (30- 55 x 1- 2.5) μm , ligeramente curvados con forma sigmoidea; se unen a la célula conidiógena por el ápice. Conidióforos ramificados en verticilo (*penicillus*) con 1- 4 fiálides.

Material examinado: Luján, Buenos Aires, arroyo Gutiérrez, 34° 35' 45.11'' S 59° 07' 03.98'' O, 18 de junio de 2017, Kravetz, S. 554 (UNLu), Se encuentra en 36 preparados realizados con muestras de plancton y 8 preparados con hojarasca de acacia negra.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Su distribución es cosmopolita y ha sido detectada en plancton y hojarasca en ríos y arroyos de todos los continentes a excepción de Antártida; en América del sur, se ha registrado en Brasil, Venezuela y Colombia (Fernández y Smits, 2015; Fiuza *et al.*, 2017; Pardo, 2020; GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *A. penicillioides* fue identificada y clasificada dentro de la Familia Nectriaceae, Orden Hypocreales, Phylum Ascomycota (Lombard *et al.*, 2015 Luo *et al.*, 2019; Vu *et al.*, 2019). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con las descripciones de Ingold (1942) y Lombard *et al.*, (2015).

- *Articulospora tetracladia* Ingold, Transactions of the British Mycological Society 25 (4): 376 (1942) (Fig. 3.2b).

Conidios hialinos, tetrarradiados, formados por 4 brazos divergentes, que se desarrollan sucesivamente. El primer brazo (20-35 x 2-3 μm) posee 1-2 septos, los tres restantes (30-75 x 2-3 μm), 1-3 septos y una constricción en la unión con el primero; con ápices aguzados. Conidióforo simple o ramificado, que produce conidios en sucesión lateral (antes de que se complete el desarrollo de la primera espora, desde la punta del conidióforo surge otra al costado).

Material examinado: Chacabuco, Buenos Aires, arroyo De los Sauces 34° 28' 20.05'' S 60° 35' 54.03'' O, 22 de junio de 2017, Kravetz, S. 58 (UNLu). Se encuentra además en 3 preparados con muestras de plancton.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Su distribución es cosmopolita y ha sido detectada en plancton y hojarasca en ríos y arroyos de todos los continentes a excepción de Antártida; en América del sur, se ha registrado en Brasil y Venezuela (Fernández y Smits, 2015; Fiuza *et al.*, 2017; GBIF, 2021). De acuerdo con

la filogenia molecular, *A. tetracladia* fue identificada y clasificada dentro de la Familia Discinellaceae, Orden Helotiales, Phylum Ascomycota (Belliveau y Bärlocher, 2005; Seena *et al.*, 2012; Vu *et al.*, 2019). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Ingold (1942).

- ***Beltrania rhombica*** Penzig, *Michelia* 2 (8): 474 (1882) (Fig. 3.2c).

Conidios subhialinos a pardos, con forma romboidal, ligeramente truncados en la base, con un apéndice tubular apical y banda hialina transversal en la zona central que puede estar ausente (22-30 x 7 -11 μm). Conidióforos no observados.

Material examinado: Mercedes, Buenos Aires, arroyo Balta, 34° 40' 44.67'' S 59° 19' 58.88'' O, 5 de abril de 2017, Kravetz, S. 45 (UNLu). Se encuentra además en 2 preparados con muestras de plancton y 1 con hojarasca de acacia negra. **Nota:** Esta especie fue reportada en la región pampeana por Arambarri *et al.* (1991), en el arroyo Santiago (La Plata). Tarda *et al.* (2019) registran una especie del género *Beltrania*, descomponiendo hojarasca de *Typha latifolia* en arroyos cercanos a la ciudad de La Plata. . Su distribución es cosmopolita y ha sido detectada en plancton y hojarasca en ríos y arroyos de todos los continentes a excepción de Antártida; en América del sur, se ha registrado en Brasil, Venezuela, Guyana y Argentina (Fernández y Smits, 2015; Fiuza *et al.*, 2017; GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *B. rhombica* fue identificada y clasificada dentro de la Familia Beltraniaceae, Orden Xylariales, Phylum Ascomycota (Hernandez-Restrepo *et al.*, 2016; Crous *et al.*, 2019; Vu *et al.*, 2019). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con las descripciones realizadas por Arambarri *et al.* (1991) y Lin *et al.* (2017).

- ***Camposporium pellucidum*** (Groove) Hughes, *Mycology* 36:9 (1951) (Fig. 3.2d).

Conidios subhialinos (marrón pálido), filiformes, sigmoideos, no ramificados, 8-16 septos, 80-140 x 7-12 μm , gradualmente aguzados hacia el ápice, con una prolongación filiforme hialina, que puede superar el largo del conidio. Conidióforos simples, no ramificados, pardo oscuros en la base, aclarándose hacia el ápice.

Material examinado: Lobos, Buenos Aires, arroyo Salgado, 35° 08' 29.83'' S 59° 05' 36.61'' O, 9 de abril de 2015, Kravetz, S. 17 (UNLu). Se encuentran en 1 preparado con muestras de plancton y 11 preparados con hojarasca de álamo.

Nota: Esta especie fue reportada en Buenos Aires por Arambarri *et al.* (1987b) en el Río Santiago, quienes mencionan que su material presenta diferencias con la

descripción original. Hasta la actualidad, especie ha sido detectada en plancton y hojarasca en ríos y arroyos de Europa, Venezuela y Argentina (Fernández y Smits, 2015; GBIF 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *C. pellucidum* fue identificada y clasificada dentro de la Familia Melanommataceae, Orden Pleosporales, Phylum Ascomycota (Vu *et al.*, 2019). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Hughes (1951).

- ***Camptobasidium hydrophilum*** Marvanová y Suberkropp, Mycologia 82: 209 (1990) (Fig. 3.2e).

Conidios unicelulares, tetrarradiados o trirradiados, que constan de un eje y ramas laterales opuestas. Elementos conidiales cilíndricos, distalmente ahusados, eje (50-100 x 1,5-3 μm) muchas veces doblado cerca del punto de inserción de las ramificaciones; base truncada, extensión basal 5-30 μm de largo; 1 a 3 ramificaciones con bases anchas y ápices subulados (20-60 x 1,5-3), el punto de inserción con el eje normalmente hinchado. Células conidiógenas monoblásticas, fibuladas, que colapsan luego de la secesión de los conidios. Conidióforos solitarios, simples o escasamente ramificados, con alargamientos simpodiales.

Material examinado: Luján, Buenos Aires, arroyo Gutiérrez, 34° 35' 45.11'' S 59° 07' 03.98'' O, 18 de junio de 2017, Kravetz, S. 553 (UNLu). Se encuentra en 1 preparado con muestras de plancton y 37 con hojarasca.

Nota: Esta especie, en su estado anamórfico, se caracteriza por ser un micoparásito biótrofo de diversas especies de hongos ingoldianos, sin embargo, es posible aislarlo en cultivo puro y no está descartado su rol como descomponedor (Marvanová y Suberkropp, 1990). Este es el primer registro de la especie en Argentina. Hasta la actualidad, ha sido detectada en hojarasca ríos y arroyos de España (GBIF 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *C. hydrophilum* fue identificada y clasificada dentro de la Familia Camptobasidiaceae, Orden Kriegeriales, Phylum Basidiomycota (Oberwinkler *et al.*, 2006; Perini *et al.*, 2021). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Marvanová y Suberkropp (1990).

- ***Campylospora chaetocladia*** Ranzoni, Farlowia 4: 373 (1953). (Fig. 3.2f).

Conidios tetrarradiados, hialinos, compuestos de dos partes: deltoides (con 3 células 5–9 x 12–14 μm) y alantoides (con 3 células, 10–15 x 3–5 μm), ambas con dos apéndices

divergentes en los extremos; apéndices con ápice cónico (30–50 × 1.5–3 µm). Conidióforos no observados.

Material examinado: Exaltación de la Cruz, Buenos Aires, arroyo De la Cruz, 34° 21' 39.02'' S 59° 11' 29.84'' O, 6 de abril de 2017, Kravetz, S. 42 (UNLu). Se encuentra en 4 preparados realizados con muestras de plancton.

Nota: Esta especie fue registrada en los boques Andinopatagónicos por Arambarri y Spinedi (1984) descomponiendo hojarasca de *Nothofagus pumilio*. Es el primer registro de la especie en cursos de agua de Argentina y de la región pampeana. Su distribución es cosmopolita y fue detectada en plancton y hojarasca en ríos y arroyos de todos los continentes a excepción de Antártida; en América del sur, se ha registrado en Brasil, Venezuela, Colombia y Argentina (Arambarri y Spinedi, 1984; Fernández y Smits; Fiuza *et al.*, 2017; Pardo, 2020; GBIF, 2021). No se encuentran publicaciones de filogenia molecular para esta especie, sin embargo, de acuerdo con los registros de GenBank (2021), existen 4 secuencias de nucleótidos que la incluyen en la Subclase Hypocreomycetidae, Clase Sordariomycetes, Phylum Ascomycota. Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Fiuza & Gusmão (2013).

- *Clavariana aquatica* Nawawi, Transactions of the British Mycological Society 67 (2): 218 (1976) (Fig. 3.2g).

Conidios hialinos, lisos, con tronco triangular-obovoide, cuerpo principal de 20- 30 x 6-10 µm en la base, ampliándose a 20-30 µm en el ápice, desde donde se desarrollan 3 ramificaciones divergentes, de longitud similar (50-150 x 3-5 µm), que se estrechan levemente en los extremos. Una cuarta ramificación de tamaño similar surge desde la cicatriz de desprendimiento de las células conidiógenas. Conidióforos no observados.

Material examinado: Luján, Buenos Aires, arroyo Gutiérrez, 34° 35' 45.11'' S 59° 07' 03.98'' O, 18 de junio de 2017, Kravetz, S. 562 (UNLu). Se encuentra en un preparado con muestras de plancton.

Nota: Esta especie fue reportada previamente en la cabecera del lago Fagnano, (Tierra del Fuego). Este es el primer registro de la especie en Buenos Aires. Ha sido detectada en plancton de ríos y arroyos de Malasia y Argentina (GBIF, 2021). No se encuentran registros de análisis filogenéticos para esta especie (GenBank, 2021). De acuerdo a los registros de Mycobank (2021), *C. aquatica* pertenece al Phylum Ascomycota, sin especificar

categorías taxonómicas inferiores. Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Descals *et al.* (1976).

- *Clavariopsis aquatica*. De Wild., Annales de la Societé Belge de Microscopie 19: 201 (1895). (Fig. 3.2h).

Conidios hialinos, que constan de una parte principal ampliamente clavada, formada por dos células de 30-40 μm x 3-5 μm en la base, que se ensancha a 10-15 μm en el ápice, con tres largos apéndices divergentes (50-70 x 1-3 μm). Conidióforos no observados.

Muestras examinadas: San Andrés de Giles, Buenos Aires, arroyo Giles, 34° 27' 17.28'' S 59° 27' 27.91'' O, 8 de abril de 2015, Kravetz, S. 13 (UNLu), Se encuentra en un preparado con muestras de plancton.

Nota: Esta especie se caracteriza por ser productora de antibióticos antifúngicos que son capaces de actuar sobre especies del género *Candida* (Suzuki *et al.*, 2001). Fue reportada previamente en la cabecera del lago Fagnano, (Tierra del Fuego) (Godeas, 1985). Este es el primer registro de la especie en Buenos Aires. Su distribución es cosmopolita y ha sido detectada en plancton y hojarasca en ríos y arroyos de todos los continentes a excepción de Antártida; en América del sur se ha registrado en Venezuela, Colombia, Brasil y Argentina (Fernández y Smits, 2015; Fiuza *et al.*, 2017; Pardo, 2020; GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *C. aquatica* fue identificada y clasificada dentro de del Orden Pleosporales, Phylum Ascomycota (Suzuki *et al.*, 2001; Seena *et al.*, 2010; Baudy *et al.*, 2019). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Ingold (1942).

- *Clavatospora tentacula* Sv. Nilsson, Symbolae Botanicae Upsalienses 18 (2): 89 (1964) (Fig. 3.2i).

Conidios hialinos, tetrarradiados, con el eje principal claviforme, alargado, 0-6 septado (30-75 x 1.5-2.5 μm en la base, hasta 4-7 μm en el ápice); con 3 apéndices equidistantes, divergentes, (30-55 x 1-2,5 μm) que surgen desde el ápice del eje, sin constricciones en la base. Conidióforos no observados.

Material examinado: Exaltación de la Cruz, Buenos Aires, arroyo De la Cruz, 34° 21' 39.02'' S 59° 11' 29.84'' O, 6 de abril de 2017, Kravetz, S. 60 (UNLu). Se encuentra en 5 preparados realizados con muestras de plancton.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Su distribución es cosmopolita y ha sido detectada en plancton y hojarasca en ríos y arroyos de todos los

continentes a excepción de Antártida y Oceanía; en América del sur, se ha registrado en Venezuela (Fernández y Smits, 2015; GBIF, 2021). No se encuentran secuencias de nucleótidos para esta especie (GenBank, 2021). De acuerdo a los registros de Mycobank (2021), *C. tentacula* pertenece a la Familia Halosphaeriaceae, Orden Microascales, Phylum Ascomycota. Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Nilsson (1964).

- ***Curvularia* spp.** (Fig. 3.2j).

Conidios acrógenos, oliváceos a pardo pálidos, 3-4 septados (10-20 x 5-10 μm) elipsoidales a cilíndricos, curvados, células intermedias de mayor tamaño y más oscuras que las restantes, células terminales subhialinas. Conidióforos no observados.

Muestras examinadas: Luján, Buenos Aires, arroyo Gutiérrez, 34° 35' 45.11'' S 59° 07' 03.98'' O, 18 de junio de 2017, Kravetz, S. 556 (UNLu). Se encuentra en 15 preparados con muestras de plancton y 11 con hojarasca de álamo, acacia negra y cebadilla criolla.

Nota: *Curvularia* es un género de hongos típicamente terrestres, ampliamente distribuido en la región pampeana, con gran cantidad de especies descomponedoras de material vegetal, así como fitopatógenas. Se reportó en ambientes terrestres de Argentina (Cordes *et al.*, 2017), aunque no se ha observado previamente en cursos de agua. Una gran cantidad de especies de este género son cosmopolita y se las ha registrado en todos los continentes (GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, el género *Curvularia* fue identificado y clasificado dentro de la Familia Pleosporaceae en el Orden Pleosporales, Phylum Ascomycota (Zhang y Zhang, 2007; Vu *et al.*, 2019).

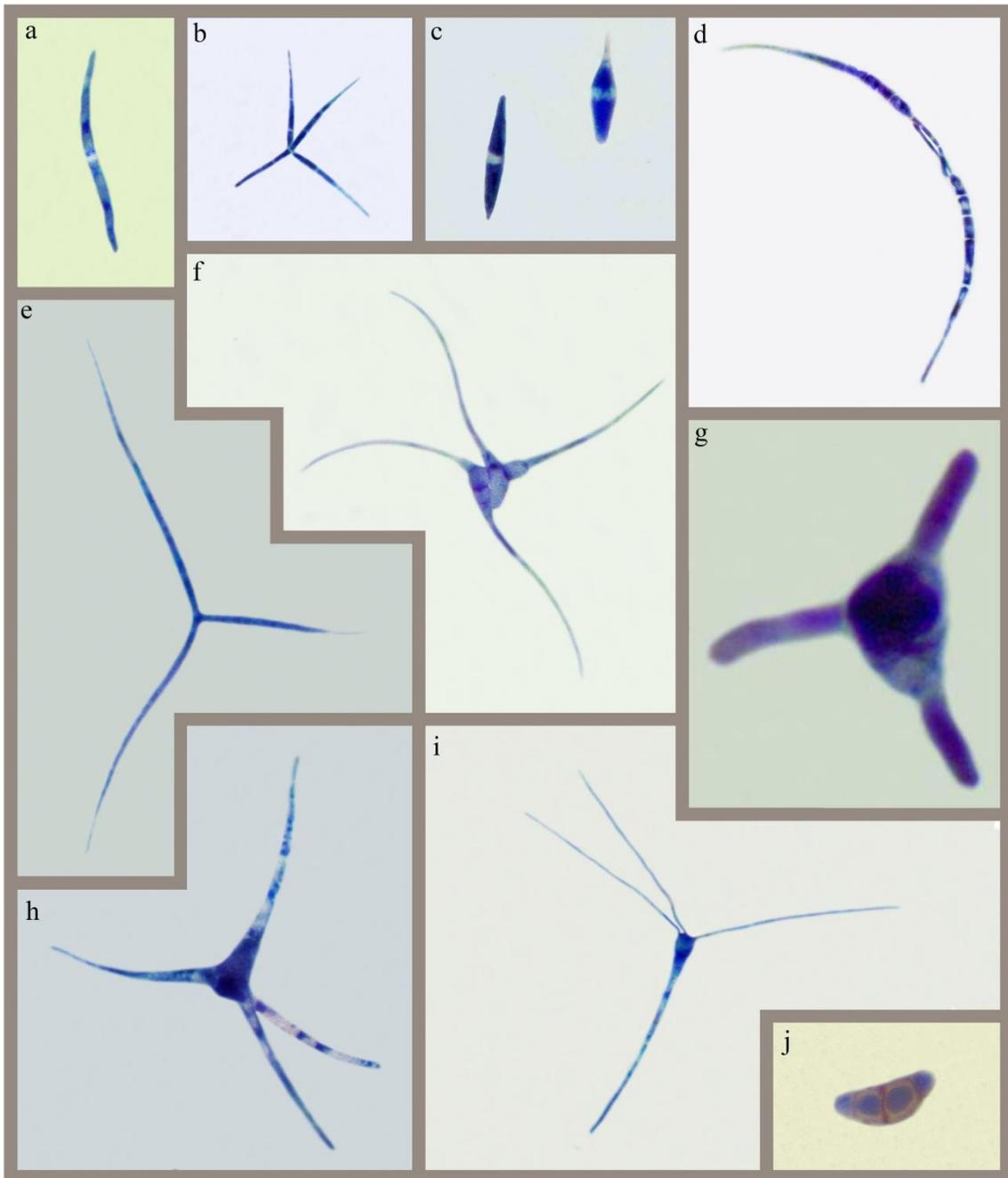


Figura 3.2. Conidios de hifomicetes observados en la realización del estudio. a- *Aquanectria penicillioides*; b- *Articulospora tetracladia*; c- *Beltrania rhombica*; d- *Camposporium pellucidum*; e- *Crucella subtilis*; f- *Campylospora chaetocladia*; g- *Clavariana aquatica*; h- *Clavariopsis aquatica*; i- *Clavatospora tentacula*; j- *Curvularia* sp.

- *Dactylella attenuata* Xing Z. Liu, K.Q. Zhang & R.H. Gao, Mycologia 89 (3): 521 (1997) (Fig. 3.3a).

Fragmoonidios acrógenos, hialinos, cilíndricos a fusoides, 7-12 septados ($40-80 \times 3-5 \mu\text{m}$). Conidióforos ramificados.

Material examinado: San Andrés de Giles, Buenos Aires, arroyo Giles, $34^{\circ} 27' 17.28''$ S $59^{\circ} 27' 27.91''$ O, 8 de julio de 2015, Kravetz, S. 222 (UNLu). En 3 preparados con hojarasca de álamo negro.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Hasta la actualidad, esta especie ha sido detectada en hojarasca en descomposición en China, siendo este el primer registro para América del sur (Gao *et al.* 1997; GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, las especies del género *Dactylella* fueron identificadas y clasificadas dentro de la Familia Orbiliaceae, Orden Orbiliales, Phylum Ascomycota (Chen *et al.*, 2007; Crous *et al.*, 2019; Vu *et al.*, 2019). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Gao *et al.* (1997).

- *Dactylella submersa* (Ingold) Sv. Nilsson, Botaniska Notiser 115: 78 (1962) (Fig. 3.3b).

Fragmoconidios acrógenos, hialinos, solitarios, cilíndricos a fusoides, de base truncada, 3-6 septados ($30-70 \times 5-9 \mu\text{m}$). Conidióforos erectos sin proliferación apical.

Material examinado: San Andrés de Giles, Buenos Aires, arroyo Giles, $34^{\circ} 27' 17.28''$ S $59^{\circ} 27' 27.91''$ O, 8 de julio de 2015, Kravetz, S. 223 (UNLu). Se encuentra en 1 preparado con muestras de plancton y 7 preparados con hojarasca de álamo negro y cebadilla criolla.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Hasta la actualidad ha sido detectada en hojarasca sumergida en ríos de Europa y Venezuela (Fernández y Smits, 2015; GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, las especies del género *Dactylella* fueron identificadas y clasificadas dentro de la Familia Orbiliaceae, Orden Orbiliales, Phylum Ascomycota (Chen *et al.*, 2007; Crous *et al.*, 2019; Vu *et al.*, 2019). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Nilsson (1962).

- *Dictyochoaeta triseptata* (Matsushima) R.F. Castañeda, Fungi Cubenses: 8 (1986) (Fig. 3.3c).

Conidios hialinos, elipsoidales, curvados, 3-septados (10-30 x 4-5 µm), con dos sétulas en los extremos de 1-3 µm. Conidióforo no observado.

Material examinado: Lobos, Buenos Aires, arroyo Salgado, 35° 08' 29.83'' S 59° 05' 36.61'' O, 9 de abril de 2015, Kravetz, S. 31 (UNLu). En 4 preparados con muestras de plancton.

Nota: Esta especie fue reportada previamente en Buenos Aires por Arambarri *et al.* (1990) en Río Santiago. Su distribución abarca Brasil, China, Malasia, Cuba y Argentina (GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *D. triseptata* fue identificada y clasificada dentro de la Familia Chaetosphaeriaceae, Orden Chaetosphaeriales, Phylum Ascomycota (Crous *et al.*, 2015). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de esos autores.

- *Diplocladiella scalaroides* G. Arnaud, Bulletin de la Société Mycologique de France 69: 296 (1954) (Fig. 3.3d).

Conidios castaño claro, aproximadamente trapezoidales, compuestos por 8 células, la basal más oscura que las restantes, con extensión basal y apéndices filiformes en las células apicales de los brazos. Conidióforos no observados.

Material examinado: Pergamino, Buenos Aires, arroyo Botija, 33° 52' 18.00'' S 60° 39' 26.9'' O, 13 de junio de 2017, Kravetz, S. 55 (UNLu). Se encuentra en 6 preparados con muestras de plancton y 3 de hojarasca de álamo.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Otras especies del género *Diplocladiella* han sido reportadas en Buenos Aires: *D. taurina* (Cazau *et al.*, 1994) y *Diplocladiella* sp. (Tarda *et al.*, 2019), quienes mencionan el género, aunque sin realizar una descripción del espécimen, que permita la comparación con las muestras observadas en este trabajo. Su distribución es cosmopolita y ha sido detectada en plancton y hojarasca en ríos y arroyos de todos los continentes a excepción de Antártida; en América del sur, se ha registrado en Brasil y Venezuela (Fernández y Smits, 2015; Fiuza *et al.*, 2017; GBIF, 2021). No se encuentran secuencias de nucleótidos para esta especie (GenBank, 2021). De acuerdo a los registros de Mycobank (2021), *D. scalaroides* pertenece al Orden Hypocreales, Phylum Ascomycota. Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Arnaud (1953).

- *Drechslera* spp. (Fig. 3.3e).

Conidios oliváceos a pardo, distoseptados (20-50 x 7-12 µm), solitarios, rectos o curvados, clavados, cilíndrico redondeados en los extremos. Células conidiógenas integradas, terminales e intercalares. Conidióforos simples.

Material examinado: Luján, Buenos Aires, arroyo Gutiérrez, 34° 35' 45.11'' S 59° 07' 03.98'' O, 18 de junio de 2017, Kravetz, S. 557 (UNLu). Se encuentran en 17 preparados con muestras de plancton y 26 preparados con hojarasca de álamo y acacia negra.

Nota: *Drechslera* es un género de hongos típicamente terrestres, ampliamente distribuido en la región pampeana, con gran cantidad de especies descomponedoras de material vegetal, así como fitopatógenas (Jecke, 2015). Se reportó en ambientes terrestres de Buenos Aires (Jecke, 2015), aunque no se ha observado previamente en cursos de agua. Una gran cantidad de especies de este género son cosmopolita y se las ha registrado en todos los continentes (GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, fue identificado y clasificado dentro de la Familia Pleosporaceae en el Orden Pleosporales, Phylum Ascomycota (Zhang y Berbee 2001; Vu *et al.*, 2019).

- *Geastrumia polystigmatis* Bat. & M.L. Farr, Saccardo 1: 71 (1960) (Fig 3.3.f).

Conidios hialinos a pardo claros, eje recto a sinuoso, 7-11 septado (75-120 x 2-4 µm), con 6-10 ramificaciones delicadas, cilíndricas, 2-10 septadas, (30-120 x 2-4 µm), de base estrecha y ápices redondeados, que surgen del tercio inferior del eje; ramificaciones primarias dispuestas en uno a tres niveles; las secundarias surgen desde la célula basal de las primarias. Conidióforos no observados.

Material examinado: San Andrés de Giles, Buenos Aires, arroyo Giles, 34° 27' 17.28'' S 59° 27' 27.91'' O, 8 de abril de 2015, Kravetz, S. 24 (UNLu). Se encuentra en 1 preparado con muestras de plancton y 1 con hojarasca de álamo.

Nota: Esta especie es un celomicete liquenícola, que además se lo encuentra asociado a diversas especies de plantas en ambientes terrestres. Sin embargo, se encuentran algunos trabajos donde se los ha observado en cursos de agua (Roldán *et al.*, 1987). Este es el primer registro para Argentina y Sudamérica. Su distribución es cosmopolita y ha sido detectada en todos los continentes a excepción de Antártida (GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *G. polystigmatis* fue identificada y clasificada dentro de la Familia Mycosphaerellaceae Orden Mycosphaerellales,

Phylum Ascomycota (Díaz Arias *et al.*, 2010; Vu *et al.*, 2019). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Vélez Zambrano (2016).

- *Flabellospora amphibia* (I.P. Price & P.H.B. Talbot) Descals, Transactions of the British Mycological Society 78 (3): 414 (1982) (Fig. 3.3g).

Conidios hialinos, multiseptados, eje principal obcónico, 0-1 septado (6-14 x 4-8 µm), pedunculados, con 4-6 ramificaciones, una apical y las restantes radiando, fusiformes, 3-10 septadas (50-100 x 4-8 µm). Conidióforos no observados.

Material examinado: Chacabuco, Buenos Aires, arroyo De los Sauces 34° 28' 20.05'' S 60° 35' 54.03'' O, 22 de junio de 2017, Kravetz, S. 59 (UNLu). Se encuentra en 3 preparados con muestras de plancton.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Esta especie ha sido detectada en plancton de ríos y arroyos de Australia y Reino Unido (GBIF, 2021). No se encuentran secuencias de nucleótidos (GenBank, 2021). De acuerdo a los registros de Mycobank (2021), *F. amphibia* pertenece al Phylum Ascomycota, sin especificar categorías taxonómicas inferiores. Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Descals y Webster (1982).

- *Flagellospora curvula* Ingold, Transactions of the British Mycological Society 25 (4): 402 (1942) (Fig. 3.3h).

Conidios hialinos, unicelulares, sigmoideos, anchos en la región media, estrechos en las puntas (50-120 x 1,5 – 2,5 µm), unidos a la células conidiógenas (fiálides) por uno de los extremos, las que los producen en sucesión basípeta. Conidióforos ramificados con 2 a 10 fiálides.

Material examinado: Luján, Buenos Aires, arroyo Gutiérrez, 34° 35' 45.11'' S 59° 07' 03.98'' O, 18 de junio de 2017, Kravetz, S. 553 (UNLu). Se encuentra en 10 preparados realizados con muestras de plancton y 9 con hojarasca de acacia negra.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Su distribución es cosmopolita y ha sido detectada en plancton y hojarasca en ríos y arroyos de todos los continentes a excepción de Antártida; en América del sur, se registró en Brasil, Colombia y Venezuela (Fernández y Smits, 2015; Fiuza *et al.*, 2017; GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *F. curvula* fue identificada y clasificada en la Familia Leotiaceae, Orden Leotiales, Phylum Ascomycota (Baschien *et al.*, 2013;

Clivot *et al.*, 2014; Baudy *et al.*, 2019). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Ingold (1942).

- ***Fuscosclera lignicola*** Hern.-Restr., J. Mena & Gené, *Studies in Mycology* 86: 82 (2017) (Fig. 3.3i).

Conidios castaño oscuro a negro, multiseptados, consistiendo en propágulos irregulares (10-30 x 10-40 µm), a veces enrollados, formados por masas de células redondeadas.

Material examinado: General Rodríguez, Buenos Aires, arroyo La Choza, 34° 39' 51.81'' S 58° 56' 42.58'' O, 8 de abril de 2015, Kravetz, S. 33 (UNLu). Se encuentra en 3 muestras de plancton y 1 de hojarasca de acacia negra.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Hasta la actualidad, sólo ha sido detectada en hojarasca en ríos de España, siendo este el primer registro para América del sur (GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular *P. lignicola* fue identificada y clasificada dentro de la Familia Mollisiaceae, Orden Leotiales, Phylum Ascomycota (Hernández-Restrepo *et al.*, 2017). Las características morfológicas del material examinado coincide con la descripción de Hernández-Restrepo *et al.* (2017).

- ***Helicomycetes* sp.** (Fig. 3.3j).

Conidios hialinos filamentosos, multiseptados (2-3 µm de ancho), enrollados 2-3 veces en un plano (20- 40 µm de diámetro), con célula basal unida de forma excéntrica.

Conidióforos no observados.

Material examinado: San Andrés de Giles, Buenos Aires, arroyo Giles, 34° 27' 17.28'' S 59° 27' 27.91'' O, 8 de abril de 2015, Kravetz, S. 31 (UNLu), en muestras de plancton.

Nota: Este género fue citado para el país por Romero (1983) y Romero y Capdet (2012). Este es el primer registro de una especie acuática en Argentina. *Helicomycetes* es un género de hongos con muchas especies de distribución cosmopolita que han sido detectadas en plancton y hojarasca en ríos y arroyos de todos los continentes a excepción de África y Antártida; en América del sur se han registrado en Argentina, Brasil, Colombia Venezuela, y Argentina (Fernández y Smits, 2015; GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular el género *Helicomycetes* fue clasificado dentro de la Familia Tubeufiaceae, Orden Tubeufiales, Phylum Ascomycota (Kodsueb *et al.*, 2006; Tsui *et al.*, 2006; Lu *et al.*, 2018). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Hernández-Restrepo *et al.* (2017).

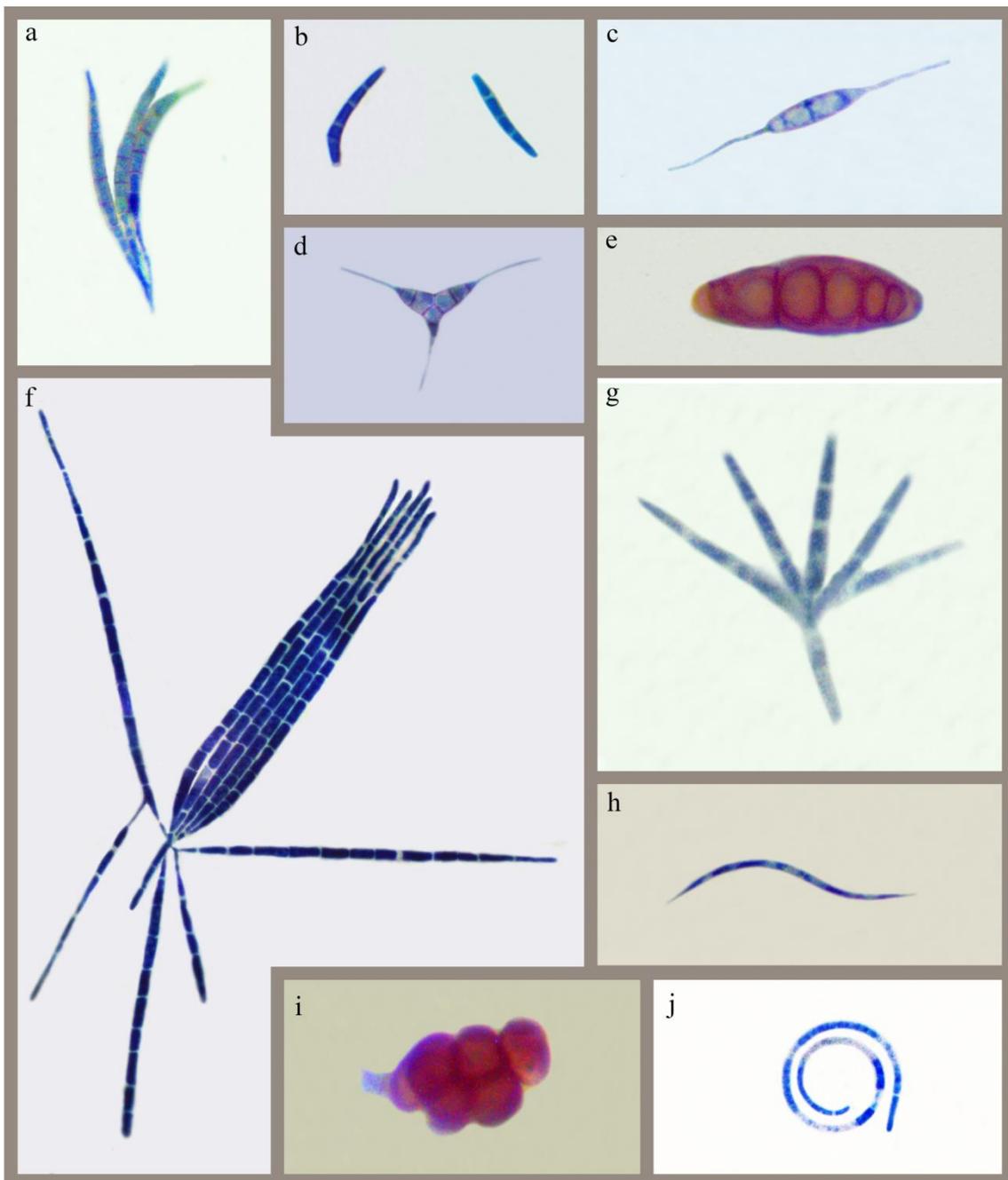


Figura 3.3. Conidios de hifomicetes observados en la realización del estudio. a- *Dactylella attenuata*; b- *D. submersa*; c- *Dictyochaeta triseptata*; d- *Diplocladiella scalaroides*; e- *Drechslera* sp.; f- *Geastrumia polystigmatis*; g- *Flabellospora amphibia*; h- *Flagellospora curvula*; i- *Fuscosclera lignicola*; j- *Helicomycetes* sp.

- *Helicoon* sp. (Fig. 3.4a).

Conidios castaños, multiseptados (10-30 x 5-10 μm), con forma elipsoidal a helicoidal y cuerpo central cilíndrico. Células conidiógenas integradas, terminales e intercalares. Conidióforos simples.

Material examinado: Luján, Buenos Aires, arroyo Gutiérrez, 34° 34' 53.27'' S 59° 07' 41.63'' O, 18 de junio de 2017, Kravetz, S. 567 (UNLu), en 1 preparado con hojarasca de álamo negro.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. *Helicoon* es un género de hongos con especies de distribución cosmopolita que han sido detectadas en plancton y hojarasca, en ríos y arroyos de todos los continentes a excepción de Antártida. De acuerdo con la filogenia molecular, este género fue clasificado dentro de la Familia Venturiaceae, Orden Venturiales, Phylum Ascomycota (Pfister, 1998; Vu *et al.*, 2019). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Hernández-Restrepo *et al.* (2017).

- *Helicosporium* sp., (Fig. 3.4b).

Conidios hialinos, helicoidales, 0-multiseptados, no ramificados (50-200 x 2-5 μm), acropleurógenos, lisos, higroscópicos, con 2-3 vueltas en espiral. Conidióforos no observados.

Material examinado: Gral. Las Heras, Buenos Aires, arroyo Durazno, 34° 47' 38.42'' S 59° 02' 23.76'' O, 28 de agosto de 2017, Kravetz, S. 361 (UNLu). Se encuentra en 6 preparados con muestras de plancton.

Nota: El género fue citado por primera vez para Argentina por Romero (1983), en hojarasca de notofagaceas, por Sánchez y Bianchinotti (2015). Tarda *et al.* (2019) observan una especie del género *Helicosporium*, descomponiendo hojarasca de *Typha latifolia* en arroyos cercanos a La Plata (Buenos Aires); dichos autores, mencionan el género sin realizar una descripción del espécimen, que permita la comparación con las muestras observadas en este trabajo. *Helicosporium* es un género de hongos con muchas especies de distribución cosmopolita que han sido detectadas en plancton y hojarasca en ríos y arroyos de todos los continentes a excepción de África y Antártida; en América del sur, se han registrado en Argentina, Brasil, Colombia Venezuela, y Argentina (Fernández y Smits, 2015; GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, el género *Helicosporium* fue clasificado dentro de la Familia Tubeufiaceae, Orden Tubeufiales, Phylum Ascomycota (Tsui y Berbee, 2006; Brahamanage *et al.*, 2017; Lu

et al., 2018; Vu *et al.*, 2019). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con las descripciones realizadas por Sánchez y Bianchinotti (2015).

- ***Heliscus aquaticus*** Ingold, Transactions of the British Mycological Society 25 (4): 360 (1942) (Fig. 3.4c).

Conidios holoblásticos, hialinos, 0-1 septados, con un eje principal 28-40 x 3-4 μm , con 2-3 procesos romos en el ápice, cortos, divergentes.

Material examinado: Mercedes, Buenos Aires, arroyo Balta, 34° 40' 44.67'' S 59° 19' 58.88'' O, 5 de abril de 2017, Kravetz, S. 48 (UNLu). Se encuentra en 3 preparados con muestras de plancton.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Su distribución es cosmopolita y ha sido detectado en plancton y hojarasca en descomposición, en ríos y arroyos de todos los continentes, a excepción de Antártida; en América del sur, se ha registrado en Chile (GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *N. lugdunensis* fue identificada y clasificada dentro de la Familia Nectriaceae, Orden Hypocreales, Phylum Ascomycota (Belliveau y Bärlocher, 2005; Baudy *et al.*, 2019; Vu *et al.*, 2019). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Ingold (1942).

- ***Helminthosporium aquaticum*** H.Y. Su, Z.L. Luo & K.D. Hyde, Phytotaxa 253 (3): 184 (2016) (Fig. 3.4d).

Conidios simples, pardos, obclavados, acropleurógenos, 8-10- pseudoseptados (60-80 x 12-20 μm), rectos o curvos, truncados en la base y con cicatriz de desprendimiento, célula apical más pálida que otras células. Células conidiógenas integradas, intercalares y terminales. Conidióforos simples, castaños, aclarándose hacia el ápice.

Material examinado: Lobos, Buenos Aires, arroyo Salgado, 35° 08' 29.83'' S 59° 05' 36.61'' O, 9 de abril de 2015, Kravetz, S. 19 (UNLu). Se encuentra en 5 preparados con muestras de plancton.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Hasta la actualidad, ha sido detectada en ríos de China; de acuerdo con la filogenia molecular, *H. aquaticum* fue identificada y clasificada dentro de la Familia Massarinaceae, Orden Pleosporales, Phylum Ascomycota (Zhu *et al.*, 2016). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Zhu *et al.* (2016).

- *Helminthosporium* spp. (Fig. 3.4e).

Conidios subhialinos a pardo pálidos, pseudoseptados (20-50 x 7-15 µm), obclavados, con una cicatriz castaña oscura. Células conidiógenas integradas terminales e intercalares. Conidióforos simples.

Material examinado: Luján, Buenos Aires, arroyo Haras, 34° 31' 32.86'' S 59° 10' 04, 46'' O, 5 de abril de 2017, Kravetz, S. 148 (UNLu). Se encuentra en 11 preparados con muestras de plancton y 8 con hojarasca de álamo y cebadilla criolla.

Nota: *Helminthosporium* es un género de hongos típicamente terrestres, ampliamente distribuido en la región pampeana, con gran cantidad de especies descomponedoras de material vegetal, así como fitopatógenas (Campi, 1938). Se reportó en ambientes terrestres de Buenos Aires (Campi, 1938), aunque no se ha observado previamente en cursos de agua. Una gran cantidad de especies de este género son cosmopolita y se las ha registrado en todos los continentes (GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, el género *Helminthosporium* fue identificado y clasificado dentro de la Familia Massarinaceae, Orden Pleosporales, Phylum Ascomycota (Zhu *et al.*, 2016).

- *Isthmotricladia britannica* Descals, Transactions of the British Mycological Society 78 (3): 417 (1982) (Fig 3.4f).

Conidios hialinos, compuestos por un eje principal recto, ligeramente claviforme, truncado en la base, 1-4 tabicado; con 3-4 ramificaciones que surgen del vértice del eje (20-30 × 2-3 µm); ramificaciones fusiformes a obclavadas, estrechándose en el ápice, 2-7 septadas, 20-50 × 2-4 µm. Conidióforos no observados.

Material examinado: San Andrés de Giles, Buenos Aires, arroyo Giles, 34° 27' 17.28'' S 59° 27' 27.91'' O, 8 de abril de 2015, Kravetz, S. 84 (UNLu). Se encuentra en 1 preparado con muestras de plancton.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Ha sido detectada en ríos y arroyos de España, Portugal y Reino Unido (GBIF, 2021), siendo esta la primera cita para Sudamérica. No se encuentran secuencias de nucleótidos de este organismo (GenBank, 2021). De acuerdo a los registros de Mycobank (2021), *I. britannica* pertenece al Phylum Ascomycota, sin especificar categorías taxonómicas inferiores. Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Descals y Webster (1982).

- *Isthmotricladia gombakiensis* Nawawi, Trans. Br. mycol. Soc. 64: 243, (1975) (Fig. 3.4g).

Conidios hialinos, holoblásticos, lisos, compuesto por un eje principal claviforme, truncado en la base, 1-4 tabicado; 2-3 ramificaciones cilíndricas a obclavadas ($13\text{--}25 \times 2\text{--}3 \mu\text{m}$), que sobresalen del vértice, estrechándose en el ápice, 5-11-septadas ($50\text{--}100 \times 3\text{--}5 \mu\text{m}$). Conidióforos no observados.

Material examinado: Exaltación de la Cruz, Buenos Aires, arroyo De la Cruz, $34^\circ 21' 39.02''$ S $59^\circ 11' 29.84''$ O, 6 de abril de 2017, Kravetz, S. 78 (UNLu). Se encuentra en 3 preparados con muestras de plancton.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Ha sido detectada en ríos y arroyos de España, Portugal, Reino Unido Malasia, México y Venezuela (GBIF, 2021). No se encuentran secuencias de nucleótidos de este organismo (GenBank, 2021). De acuerdo a los registros de Mycobank (2021), *I. gombakiensis* pertenece al Phylum Ascomycota, sin especificar categorías taxonómicas inferiores. Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Nawawi (1975).

- *Jalapriya inflata* D'souza, H.Y. Su, Z. Luo & K.D. Hyde, Fungal Diversity 80: 477 (2016) (Fig. 3.4h).

Conidios castaño claro, multiseptados, compuestos por una célula basal y 3-6 ramificaciones o brazos ($35\text{--}50 \times 5\text{--}8 \mu\text{m}$); de la célula basal surgen dos ramificaciones primarias, los demás brazos que generalmente quedan adheridos, se desarrollan a partir de la base de los brazos primarios. Cada ramificación está compuesta por 6 –11 células subglobosas ($2\text{--}7 \times 4\text{--}8 \mu\text{m}$) y posee una célula apical hialina que colapsa en la maduración. Conidióforos no observados.

Material examinado: Luján, Buenos Aires, arroyo La Choza, $34^\circ 42' 08.15''$ S $59^\circ 04' 38.71''$ O, 8 de abril de 2015, Kravetz, S. 3 (UNLu). Se encuentra en 2 preparados con muestras de plancton.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Ha sido reportada en ambientes terrestres y marinos de Asia y Europa (Magyar, 2006; Boonmee *et al.*, 2016). De acuerdo con la filogenia molecular, *J. inflata* fue identificada y clasificada dentro de la Familia Dycytosporiaceae, Orden Pleosporales, Phylum Ascomycota (Li *et al.*, 2017).

Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Boonmee *et al.* (2016).

- *Lateriramulosa ainflata* Matsushima, Icones Microfungorum a Matsushima lectorum. :1-209 (1975) (Fig 3.4i).

Conidios hialinos, pequeños, triangulares, que consisten en un eje principal (6- 8 x 1,2-1,5 μm), con dos brazos oblongos de base estrecha (7-11 x 2-2.5 μm). Conidióforos no observados.

Material examinado: San Andrés de Giles, Buenos Aires, arroyo Giles, 34° 27' 17.28'' S 59° 27' 27.91'' O, 8 de abril de 2015, Kravetz, S. 11 (UNLu), en 1 muestra de plancton.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Ha sido detectada en ríos y arroyos de China, España y Brasil (GBIF, 2021). No se encuentran secuencias de nucleótidos publicadas de este organismo (GenBank, 2021). De acuerdo a los registros de Mycobank (2021), *L. ainflata* pertenece al Phylum Ascomycota, sin especificar categorías taxonómicas inferiores. Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Matsushima (1975).

- *Lemonniera aquatica* De Wild., Annales de la Societé Belge de Microscopie 18: 143 (1894) (Fig. 3.4j).

Conidios hialinos, tetrarradiados, 0-multiseptados que constan de cuatro brazos divergentes (20-70 x 2-4 μm) que irradian desde un punto central, sitio de unión con la célula conidiógena. Cada fiálide produce varios conidios en sucesión basípeta. Conidióforos ramificados en el ápice, con 2-8 fiálides.

Material examinado: Gral. Las Heras, Buenos Aires, arroyo Durazno Chico 34° 48' 23.04'' S 58° 58' 56.18'' O, 28 de agosto de 2017, Kravetz, S. 331 (UNLu), se encuentra en 2 preparados con muestras de plancton y 15 con hojarasca de álamo negro.

Nota: Esta especie fue reportada previamente en la cabecera del lago Fagnano, (Tierra del Fuego) (Godeas, 1985). Este es el primer registro de la especie en Buenos Aires. Su distribución es cosmopolita y ha sido detectada en plancton y hojarasca en descomposición, en ríos y arroyos de todos los continentes, a excepción de Antártida; en América del sur, se ha registrado en Argentina, Brasil y Venezuela (Fernández y Smits, 2015; Fiuza *et al.*, 2017; GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *L. aquatica* fue identificada y clasificada dentro de la Familia Discinellaceae, Orden

Helotiales, Phylum Ascomycota (Campbell *et al.*, 2006; Baudy *et al.*, 2019; Vu *et al.*, 2019). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con las descripciones de Ingold (1942) y Godeas (1985).

- *Lemonniera filiformis* R.H. Petersen, Mycologia 55: 574 (1963) (Fig. 3.4k).

Conidios compuestos por un tallo principal de 50-100 μm y tres ramificaciones largas, de sección constante (60-120 x 2-4 μm); se asocian con las células conidiógenas (fiálides) por el punto de divergencia de las ramificaciones. Conidióforos simples que terminan en una o más fiálides.

Material examinado: Mercedes, Buenos Aires, arroyo Balta, 34° 40' 44.67'' S 59° 19' 58.88'' O, 5 de mayo de 2017, Kravetz, S. 411 (UNLu). Se encuentra en 2 preparados realizados con muestras de plancton y 7 preparados con hojarasca de álamo y acacia negra.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Su distribución es cosmopolita y ha sido detectada en plancton y hojarasca en ríos y arroyos de todos los continentes a excepción de Antártida y Sudamérica, siendo este el primer registro (GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *L. filiformis* fue identificada y clasificada dentro de la Familia Discinellaceae, Orden Helotiales, Phylum Ascomycota (Campbell *et al.*, 2006). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con las descripciones de Crane (1968).

- *Lemonniera pseudofloscula* Dyko, Trans. Br. Mycol. Soc. 69 (1): 106, (1977) (Fig. 3.4l).

Conidios hialinos, tetrarradiados, multiseptados, con una célula central basal esférica, 4-5 μm de diámetro, desde donde surgen cuatro ramificaciones divergentes (30-60 x 2-5 μm), que se unen a la célula basal mediante un istmo. Conidióforos no observados.

Material examinado: San Andrés de Giles, Buenos Aires, arroyo Giles, 34° 27' 17.28'' S 59° 27' 27.91'' O, 8 de abril de 2015, Kravetz, S. 14 (UNLu). Se encuentra en 3 preparados con muestras de plancton.

Nota: Se distingue de *L. centrosphaera*, reportada por Tarda *et al.* (2019) por la menor longitud de las ramificaciones, las cuales nunca superan 60 μm . Este es el primer registro de la especie en Argentina. Su distribución es mayormente subtropical y ha sido detectada en plancton y hojarasca en ríos y arroyos de Europa y Brasil (Fiuza y Gusmao, 2013; GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *L. pseudofloscula*

fue identificada y clasificada dentro de la Familia Discinellaceae, Orden Helotiales, Phylum Ascomycota (Campbell *et al.*, 2006). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Fiuza y Gusmao (2013).

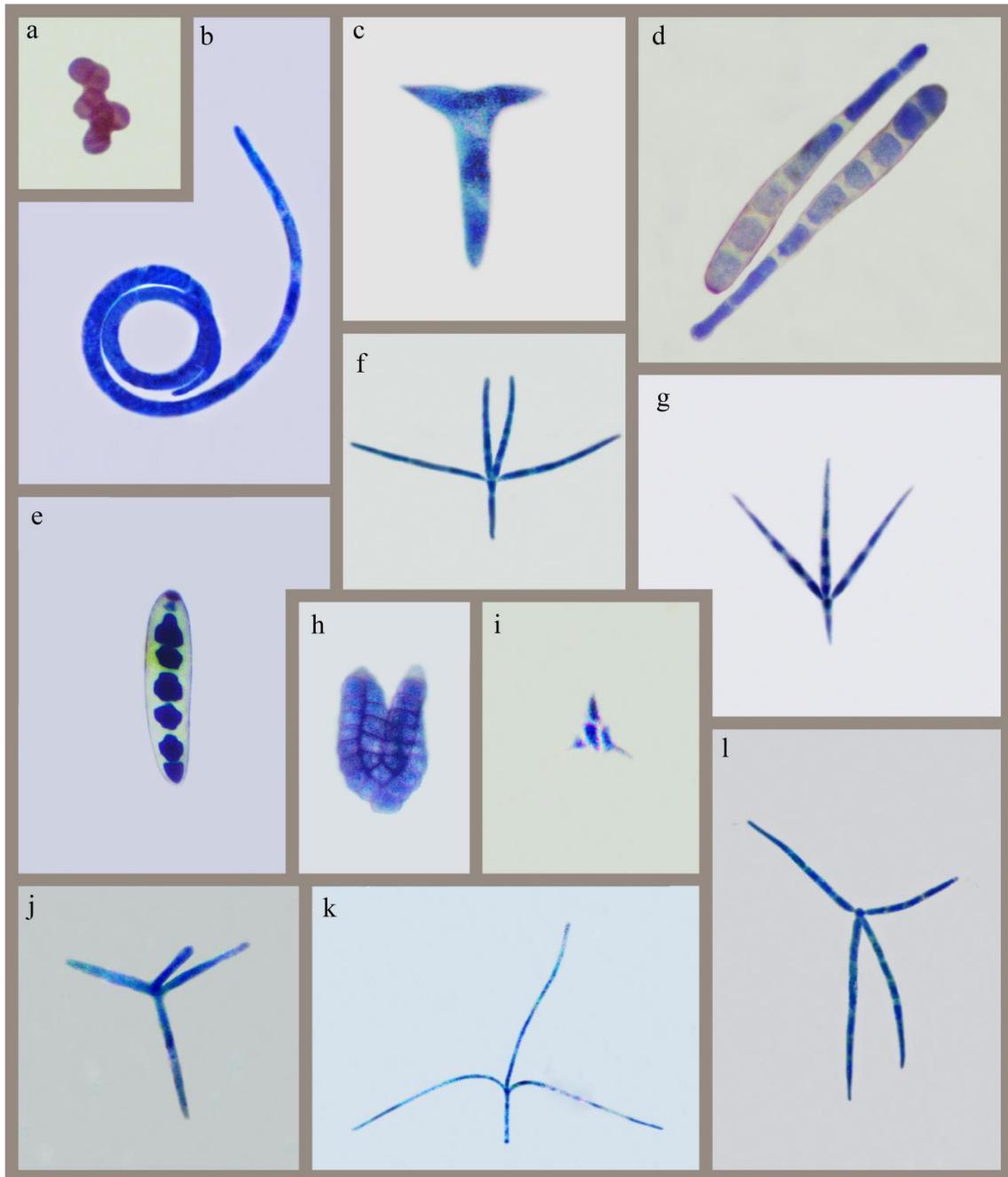


Figura 3.4. Conidios de hifomicetes observados en la realización del estudio. a- *Helicoon* sp.; b- *Helicosporium* sp.; c- *Heliscus aquaticus*; d- *Helminthosporium aquaticum*; e- *Helminthosporium* sp.; f- *Isthmotricladia britannica*; g- *I. gombakiensis*; h- *Jalapriya inflata*; i- *Lateriramulosa ainflata*; j- *Lemonniera aquatica*; j- *L. filiformis*; j- *L. pseudofloscula*.

- *Lunulospora curvula* Ingold, Transactions of the British Mycological Society 25 (4): 404 (1942). (Fig. 3.5b).

Conidios hialinos, unicelulares, en forma de media luna (70-90 x 2.5-5 μm), que se estrechan gradualmente a 1,5 μm en sus extremos, citoplasma con presencia de vacuolas; cicatriz submedia característica, que queda como resto de la unión al conidióforo simple, que produce conidios en sucesión por gemación de células terminales, las cuales se rompen en la liberación.

Material examinado: Mercedes, Buenos Aires, arroyo Balta, 34° 40' 44.67'' S 59° 19' 58.88'' O, 5 de mayo de 2017, Kravetz, S. 401 (UNLu). Se encuentra en 11 preparados con muestras de plancton y 16 con hojarasca de acacia negra.

Nota: Esta especie fue reportada previamente en Puerto Harberton (Tierra del Fuego) (Godeas, 1985). Este es el primer registro en Buenos Aires. Su distribución es cosmopolita y ha sido detectada en plancton y hojarasca en ríos y arroyos de todos los continentes a excepción de Antártida; en América del sur, se ha registrado en Venezuela, Colombia, Brasil, Chile y Argentina (Fernández y Smits, 2015; Fiuza *et al.*, 2017; Pardo, 2020; Schoenlein Crusius y Grandi, 2003; GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *L. curvula* fue identificada y clasificada dentro del Phylum Ascomycota, sin especificar categorías taxonómicas inferiores. (Belliveau y Bärlocher, 2005; Duarte *et al.*, 2012). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con las descripciones de Ingold (1942) y Godeas (1985).

- *Lunulospora cymbiformis* K. Miura, J. Jap. Bot.: 68 (1972) (Fig. 3.5c).

Conidios hialinos, 0-1 septados, en forma de media luna (90-120 x 2.5-5 μm), que se estrechan gradualmente en sus extremos y pueden finalizar en puntas aguzadas; cicatriz submedia característica que queda como resto de la unión al conidióforo simple, el que produce conidios en sucesión, por gemación de células terminales, las cuales se rompen durante la liberación.

Material examinado: Mercedes, Buenos Aires, arroyo Balta, 34° 40' 44.67'' S 59° 19' 58.88'' O, 5 de mayo de 2017, Kravetz, S. 405 (UNLu). Se encuentra en 2 preparados con , en muestras de plancton y 8 preparados con hojarasca de acacia negra.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Su distribución es cosmopolita y ha sido detectada en plancton y hojarasca en ríos y arroyos de todos los continentes a excepción de Antártida; en América del sur, fue registrada en Venezuela, Colombia y Brasil (Fernández y Smits, 2015; Fiuza *et al.*, 2017; Pardo, 2020; GBIF,

2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *L. cymbiformis* fue identificada y clasificada dentro del Phylum Ascomycota, sin especificar categorías taxonómicas inferiores. (Duarte *et al.*, 2014). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con las descripciones de Miura (1972).

- ***Mycocentrospora acerina*** (R. Hartig) Deighton, Taxon 21 (5-6): 716 (1972). (Fig. 3.5d).

Conidios hialinos a oliváceos, filiformes a sigmoideos, 4-11 septados, truncados en la base, 60 -200 μm de largo x 8-15 μm en la parte más ancha, ahusándose a 1-2 μm en el ápice, 4-5 μm en la base; células intermedias obclavadas, lisas, con extensión basal 20-100 x 1-2 μm . Células conidiógenas terminales, integradas con cicatrices planas. Conidióforos simples.

Material examinado: Gral. Las Heras, Buenos Aires, arroyo Durazno Chico 34° 48' 23.04'' S 58° 58' 56.18'' O, 28 de agosto de 2017, Kravetz, S. 312 (UNLu). Se encuentra en 14 preparados con muestras de plancton y 7 con hojarasca de acacia negra.

Nota: Esta especie fue reportada previamente en Puerto Harberton (Tierra del Fuego) (Godeas, 1985). Este es el primer registro en Buenos Aires. Su distribución es cosmopolita y ha sido detectada en plancton y hojarasca en ríos y arroyos de todos los continentes a excepción de Antártida; en América del sur fue registrada en Venezuela, Colombia, Brasil y Argentina (Fernández y Smits, 2015; Fiuza *et al.*, 2017; Pardo, 2020; GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *M. acerina* fue identificada y clasificada dentro de la Familia Mycosphaerellaceae Orden Mycosphaerellales, Phylum Ascomycota (Jankowiak, *et al.*, 2016; Vu *et al.*, 2019). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Deighton (1972) y Godeas (1985).

- ***Mycocentrospora sp.*** (Fig. 3.5e).

Conidios hialinos a levemente coloreados, filiformes a obclavados, multiseptados (40-100 x 1-5 μm), frecuentemente curvados, con base truncada, atenuados hacia el ápice, las células más anchas con paredes gruesas, constricciones en los septos. Células conidiógenas integradas, terminales. Conidióforos ramificados, en fascículos.

Material examinado: Chacabuco, Buenos Aires, arroyo De los Sauces 34° 28' 20.05'' S 60° 35' 54.03'' O, 22 de junio de 2017, Kravetz, S. 167 (UNLu). Se encuentra en 7 preparados con muestras de plancton y 1 con hojarasca de álamo.

Nota: Especies de este género han sido reportadas en Argentina (Godeas, 1985), sin embargo, las características observadas no coinciden con especies descritas para ambientes acuáticos. Posee especies de distribución cosmopolita y se las ha registrado en todos los continentes (GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, el género *Mycocentrospora* fue identificado y clasificado dentro de la Familia Mycosphaerellaceae Orden Mycosphaerellales, Phylum Ascomycota (Jankowiak, *et al.*, 2016; Vu *et al.*, 2019).

- *Mycofalcella calcarata* Marvanová, Om-Kalth. & J. Webster, Nova Hedwigia 56 (3-4): 402 (1993) (Fig. 3.5f).

Conidios hialinos, filiformes o sigmoideos, 4-12 septados, 50-150 µm x 2-6 µm, con cicatriz de desprendimiento en la base y extensión basal excéntrica. Células conidiógenas fiálides. Conidióforos ramificados.

Material examinado: Mercedes, Buenos Aires, arroyo Balta, 34° 40' 44.67'' S 59° 19' 58.88'' O, 5 de mayo de 2017, Kravetz, S. 434 (UNLu). Se encuentra 1 preparado realizado con muestras de plancton y 3 con hojarasca de álamo.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Su distribución es cosmopolita y ha sido detectada en plancton y hojarasca en ríos y arroyos de Europa África y América; en América del sur sólo se ha registrado en Brasil (Fiuza *et al.*, 2017; GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *M. calcarata* fue identificada y clasificada dentro de la Familia Helotiaceae, Orden Helotiales, Phylum Ascomycota (Baschien *et al.*, 2013). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Marvanová *et al.* (1993).

- *Nakataea sigmoidea* (Cattaneo) Hara, Diseases of the rice plant, Ed. 2 : 185 (1939) (Fig. 3.5a).

Conidios falcados, lisos, 3-septados (40-60 x 11-14 µm), las dos células de los extremos hialinas y las dos centrales pardo oscuras. Células conidiógenas poliblasticas intercalares. Conidióforos simples.

Material examinado: Gral. Las Heras, Buenos Aires, arroyo Durazno Chico 34° 48' 23.04'' S 58° 58' 56.18'' O, 28 de agosto de 2017, Kravetz, S. 328 (UNLu). Se encuentra en 27 preparados realizados con muestras de plancton y 7 con hojarasca de álamo negro.

Nota: Esta especie fue reportada previamente en el río Santiago (Buenos Aires) por Arambarri *et al.* (1987a). Hasta la actualidad fue detectada en hojarasca en ríos de Japón y Argentina (GBIF, 2021). No se encuentran filogenias publicadas para esta especie, sin embargo, de acuerdo con los registros de GenBank (2021), existen 4 secuencias de nucleótidos que la incluyen en la Familia Magnaporthaceae, Orden Magnaporthaceae, Phylum Ascomycota. Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Arambarri *et al.* (1987c).

- *Neotorula aquatica* Z.L. Luo & K.D. Hyde, Fungal Diversity 80: 393 (2016) (Fig. 3.5g).

Conidios pardos, acrógenos, en cadenas cortas, secos, claviformes a subcilíndricos, redondeados en el ápice, 2-4 septados, con bandas oscuras en los septos (11-16 x 5-6 µm). Células conidiógenas integradas, terminales. Conidióforos simples.

Material examinado: Mercedes, Buenos Aires, arroyo Balta, 34° 40' 44.67'' S 59° 19' 58.88'' O, 5 de mayo de 2017, Kravetz, S. 437 (UNLu) Se encuentra en 37 preparados con muestras de plancton y 52 con hojarasca de acacia negra, álamo y cebadilla criolla.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina y Sudamérica; Hasta la actualidad, solo fue detectada en hojarasca sumergida en ríos de China (GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *N. aquatica* fue identificada y clasificada dentro de la Familia Torulaceae, Orden Pleosporales, Phylum Ascomycota (Su *et al.*, 2016). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Luo y Hyde (2016).

- *Papulaspora sepedonioides* Preuss, Linnaea 24: 112 (1851) (Fig. 3.5h).

Propágulos asexuales denominados conidios, bulbillos, microeslerocios o papulosporas, aproximadamente esféricos, comprimidos lateralmente, con un diámetro de 10 – 50 µm, desarrollo muy heterogéneo; se diferencian en un núcleo de células centrales agrandadas, fuertemente pigmentadas, rodeadas de células de revestimiento hialinas, más pequeñas.

Material examinado: Azul, Buenos Aires, arroyo Nieves, 36° 51' 25.07'' S 60° 04' 41.06'' O, 24 de julio de 2017, Kravetz, S. 176 (UNLu). Se encuentra en 7 preparados con muestras de plancton y 6 con hojarasca de acacia negra.

Nota: Esta especie causa infecciones oportunistas en seres humanos Ahmed *et al.*, 2016. Fue reportada previamente en los bosques andinopatagónicos, en hojarasca de notofagaceas (Sánchez, 2011). Este es el primer registro en cursos de agua de Buenos Aires. Su distribución es cosmopolita y ha sido detectada en plancton y hojarasca en ríos y arroyos de todos los continentes, a excepción de África y Antártida; en América del sur se ha registrado en Argentina (Sánchez, 2011, GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *M. sepedonioides* fue identificada y clasificada dentro de la Familia Ceratostomataceae, Orden Melanosporales, Phylum Ascomycota (Ahmed *et al.*, 2016; Davey *et al.*, 2008). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Davey *et al.* (2008).

- ***Polythrincium trifolii* var. *platense*** Speg., Anales del Museo Nacional de Historia Natural Buenos Aires ser. 3, 13: 437 (1911) (Fig. 3.5i).

Conidios hialinos a pardo pálidos, piriformes, 1-septados (15-25 x 10-20 µm, 4-5 µm en la base). Conidióforos no observados.

Material examinado: Luján, Buenos Aires, arroyo La Choza, 34° 42' 08.15'' S 59° 04' 38.71'' O, 8 de abril de 2015, Kravetz, S. 93 (UNLu), en 2 muestras de plancton.

Nota: Esta especie fue reportada previamente en Buenos Aires por Spegazzini (1912), como parásito obligado de *Trifolium* spp. Su distribución es cosmopolita y ha sido detectada en todos los continentes, a excepción de Antártida (GBIF, 2021). No se encuentran publicaciones de filogenias para esta especie, sin embargo, de acuerdo con los registros de GenBank (2021) se encuentran registradas 3 secuencias de nucleótidos que la ubican en la Familia Mycosphaerellaceae, Orden Mycosphaerellales, Phylum Ascomycota. Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Spegazzini (1912).

- ***Porocladium aquaticum*** Descals, Transactions of the British Mycological Society 67 (2): 211 (1976) (Fig. 3.5j)

Conidios hialinos, lisos, con tronco cónico (30 x 15 µm en la base), con septo transversal mediano; protoplasma finamente granular; con 4 ramificaciones cilíndricas, 0-2 septadas, 30-50 x 5-8 µm, una distal y tres que divergen desde el cuerpo basal, con el ápice ligeramente clavado. Conidióforos no observados.

Material examinado: San Andrés de Giles, Buenos Aires, arroyo Vagues 34° 17' 35.17'' S 59° 27' 02.48'' O, 23 de mayo de 2017, Kravetz, S. 128 (UNLu), en 1 muestra de plancton.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina y Sudamérica; ha sido detectada en ríos y arroyos de España y Reino Unido (GBIF, 2021). No se encuentran secuencias de nucleótidos de este organismo (GenBank, 2021). De acuerdo a los registros de Mycobank (2021), *P. aquaticum* pertenece al Phylum Ascomycota, sin especificar categorías taxonómicas inferiores. Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con las descripciones de Descals (1976).

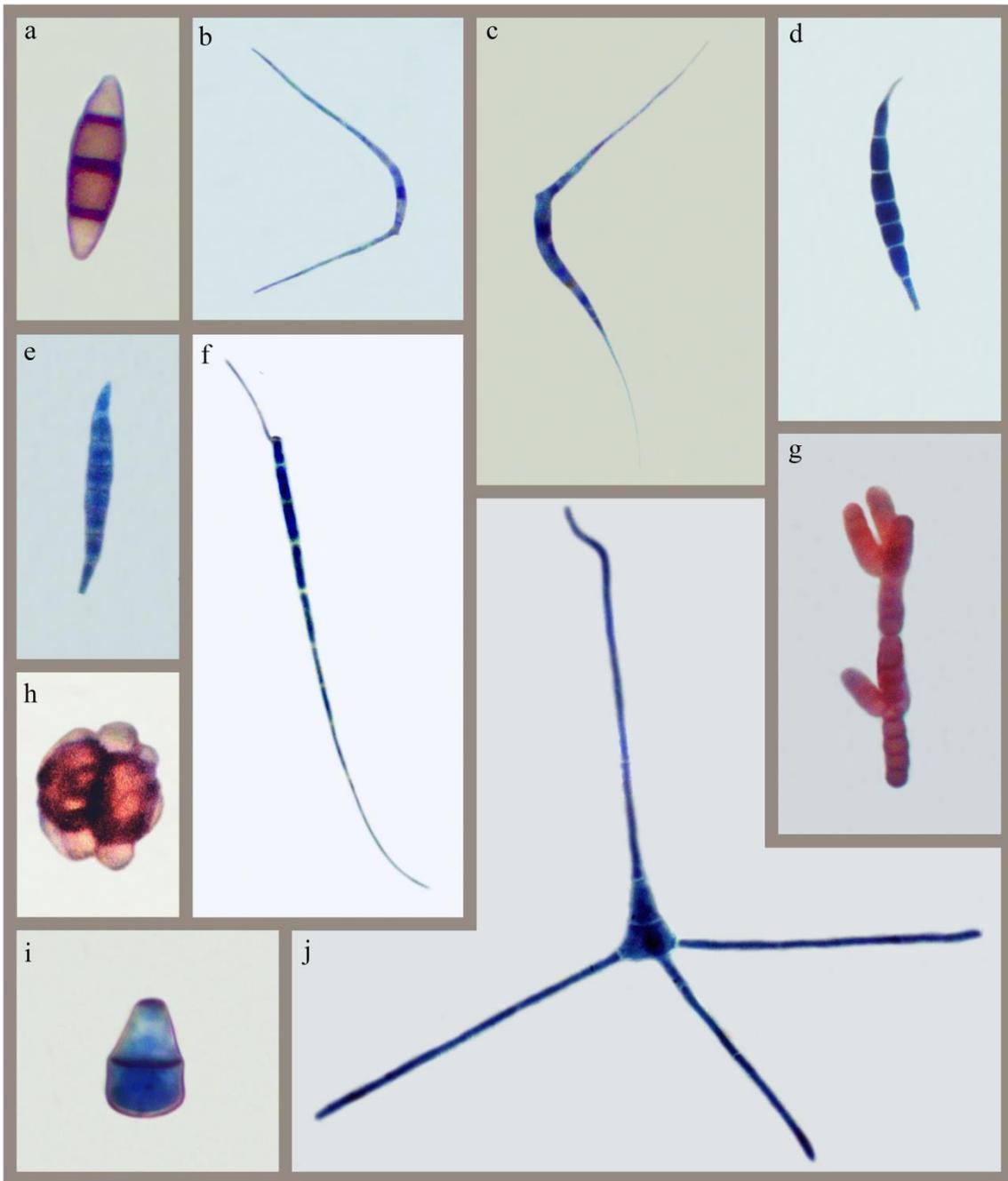


Figura 3.5. Conidios de hifomicetes observados en la realización del estudio. a- *Nakataea sigmoidea*; b- *Lunulospora curvula*; c- *L. cymbiformis*; d- *Mycocentrospora aquatica*; e- *Mycocentrospora* sp.; f- *Mycofalcella calcarata*; g- *Neotorula aquatica*; h- *Papulaspora sepedonioides*; i- *Polythrincium trifolii*; j- *Porocladium aquaticum*.

- *Pseudobeltrania macrospora* Heredia, R.M. Arias, M. Reyes & R.F. Castañeda, Fungal Diversity 11: 103 (2002). (Fig. 3.6a).

Conidios holoblásticos, oliváceos, banda ecuatorial hialina, holoblásticos, simples, romboidales, con base aguda y ápice apiculado (30-45 x 10-20 µm). Conidióforos no observados.

Material examinado: Mercedes, Buenos Aires, arroyo Balta, 34° 40' 44.67'' S 59° 19' 58.88'' O, 5 de mayo de 2017, Kravetz, S. 100 (UNLu), en 2 muestras de plancton.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Ha sido detectada en ambientes terrestres y acuáticos de España, México y Brasil (GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *P. macrospora* fue identificada y clasificada dentro de la Familia Beltraniaceae, Orden Xylariales, Phylum Ascomycota (Skaltsas *et al.*, 2019; Vu *et al.*, 2019). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Argôlo Magalhães *et al.* (2014).

- *Retiarius* sp. (Fig. 3.6b).

Conidios hialinos, multiseptados, trirradiados, con eje principal (30-40 × 1-3 µm) y dos ramificaciones divergentes curvas (30-40 × 1-2 µm), con forma de antenas de insecto.

Material examinado: Lobos, Buenos Aires, arroyo Salgado, 35° 08' 29.83'' S 59° 05' 36.61'' O, 9 de abril de 2015, Kravetz, S. 29 (UNLu). Se encuentra en 1 muestra de plancton y 1 de hojarasca de álamo.

Nota: Especies de este género no han sido reportadas en Argentina. Ha sido detectado en Sudáfrica y Japón, siendo este el primer registro para América del sur (GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, el género *Retiarius* fue identificado y clasificado dentro de la Familia Orbiliaceae, Orden Orbiliales, Phylum Ascomycota (Magyar *et al.*, 2018). Las características observadas no coinciden con las especies descriptas por lo que se considera que podría tratarse de una nueva especie (Argôlo Magalhães *et al.*, 2014).

- *Sigmoidea aurantiaca* Descals, Transactions of the British Mycological Society 78 (3): 425 (1982) (Fig. 3.6d).

Conidios holoblásticos, hialinos, rectos a falcados, sigmoideos, 2-10 septados (40-100 x 3-5 µm), con cicatriz de desprendimiento plana. Células conidiógenas simples,

hinchadas, con 10 o más proliferaciones simpodiales, lo que le concede aspecto de raquis con dentículos. Conidióforos simples en agregaciones densas.

Material examinado: Mercedes, Buenos Aires, arroyo Balta, 34° 40' 44.67'' S 59° 19' 58.88'' O, 5 de mayo de 2017, Kravetz, S. 400 (UNLu), en 27 muestras de hojarasca de acacia negra.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Ha sido detectada en hojarasca sumergida en ríos y arroyos de Reino Unido y España, siendo este el primer registro para América del sur (GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *S. aurantiaca* fue identificada y clasificada dentro de la Familia Halosphaeriaceae, Orden Microascales, Phylum Ascomycota (Vu *et al.*, 2019). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Descals (1982).

- *Sigmoidea prolifera* (R.H. Petersen) J.L. Crane, American Journal of Botany 55 (8): 998 (1968) (Fig. 3.6c).

Conidios holoblásticos, hialinos, sigmoideos o en hélice extendida, falcados, no ramificados, 3-8 septados (40-100 x 3-5 µm), con cicatriz de desprendimiento plana. Células conidiógenas simples, hinchadas, con 10 o más proliferaciones simpodiales, lo que le concede aspecto de raquis con dentículos. Conidióforos simples o esparcidamente ramificados en agregaciones densas.

Material examinado: Gral. Las Heras, Buenos Aires, arroyo Durazno Chico 34° 48' 23.04'' S 58° 58' 56.18'' O, 28 de agosto de 2017, Kravetz, S. 348 (UNLu). Se encuentra en 45 preparados con muestras de plancton y 53 con hojarasca de álamo, acacia negra y cebadilla criolla.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Ha sido detectada en hojarasca sumergida en ríos y arroyos de Polonia y Estados Unidos, siendo este el primer registro para América del sur (GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *S. prolifera* fue identificada y clasificada dentro de la Familia Halosphaeriaceae, Orden Microascales, Phylum Ascomycota (Vu *et al.*, 2019). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Crane (1968).

- *Sporidesmium inflatum* (Berk. & Ravenel) M.B. Ellis, Mycological Papers 70: 70 (1958) (Fig. 3.6e).

Conidios subhialinos a pardo pálidos, con célula intermedia castaño oscura, sigmoideos obclavados a fusiformes, cónico-truncados en la base, 3-5 septados (45–90 x 10–20 µm, 3-5 en el ápice). Células conidiógenas integradas, terminales. Conidióforos simples.

Material examinado: Luján, Buenos Aires, arroyo Gutiérrez, 34° 34' 53.27'' S 59° 07' 41.63'' O, 18 de junio de 2017, Kravetz, S. 513 (UNLu). Se encuentra en 2 preparados con muestras de plancton y 3 con hojarasca de cebadilla criolla.

Nota: Esta especie fue reportada en Catamarca por Catania y Romero (2006) en *Podocarpus parlatoresi*. Ha sido detectada en ambientes terrestres de Brasil, México, Estados Unidos y Argentina (Catania y Romero, 2006; GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *S. inflatum* fue identificada y clasificada dentro de la Clase Dothideomycetes, Phylum Ascomycota, sin especificar categorías taxonómicas inferiores (Shenoy *et al.*, 2006). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción Catania y Romero (2006).

- *Stenocладиella neglecta* (Marvanová & Descals) Marvanová & Descals, Transactions of the British Mycological Society 89 (4): 507 (1987) (Fig. 3.6f).

Conidios hialinos tetrarradiados, con eje clavado a cónico 0-1 septado (6-20 x 1-3 µm) y constricciones en la inserción de tres ramificaciones filiformes, 0-3 septadas (9-40 x 1-3 µm), atenuadas en el ápice. Conidióforos no observados.

Material examinado: Mercedes, Buenos Aires, arroyo Balta, 34° 40' 44.67'' S 59° 19' 58.88'' O, 5 de mayo de 2017, Kravetz, S. 439 (UNLu), en 1 muestra de plancton y 1 con hojarasca de álamo negro.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Hasta la actualidad ha sido detectada en hojarasca sumergida en ríos y arroyos de Reino Unido, España y Portugal, siendo este el primer reporte para América del sur (GBIF, 2021). No se encuentran registros de análisis filogenéticos publicados para esta especie; en la base de datos de nucleótidos del GenBank (2021) existe una secuencia que la ubica en la Clase Dothideomycetes, Phylum Ascomycota, sin indicar categorías taxonómicas inferiores. Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Marvanová y Descals (1987).

- *Tetrachaetum elegans* Ingold Transactions of the British Mycological Society 25 (4): 381 (1942) (Fig. 3.6g).

Conidios hialinos, terminales, que consisten en cuatro brazos divergentes casi iguales en longitud (100-200 x 2-4 μm), 1-4 septados. Conidióforos no observados.

Material examinado: Chacabuco, Buenos Aires, arroyo De los Sauces 34° 28' 20.05'' S 60° 35' 54.03'' O, 22 de junio de 2017, Kravetz, S. 156 (UNLu), en 5 preparados con muestras de plancton y 1 con hojarasca de álamo.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Su distribución es cosmopolita y ha sido detectada en plancton y hojarasca en descomposición, en ríos y arroyos de todos los continentes a excepción de Antártida; en América del sur se ha registrado en Brasil, Chile y Venezuela (Schoenlein Crusius y Grandi, 2003; Fernández y Smits, 2015; Fiuza *et al.*, 2017; GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *T. elegans* fue identificada y clasificada dentro de la Familia Discinellaceae, Orden Helotiales, Phylum Ascomycota (Belliveau y Bärlocher, 2005; Duarte *et al.*, 2012; Baschien *et al.*, 2013; Vu *et al.*, 2019). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Ingold (1942).

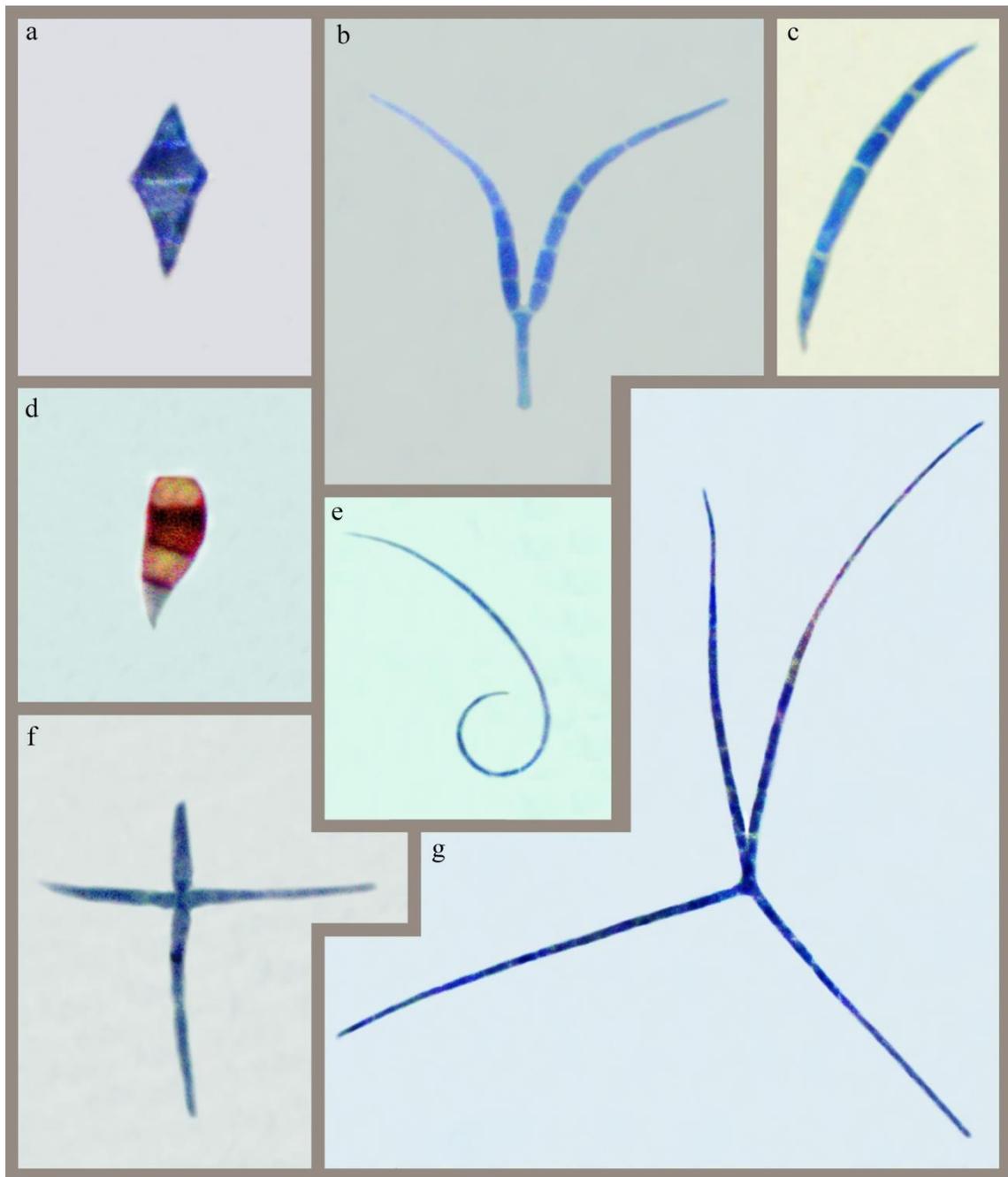


Figura 3.6. Conidios de hifomicetes observados en la realización del estudio. a- *Pseudobeltrania macrospora*; b- *Retiarius* sp.; c- *Sigmoidea aurantiaca*; d- *Sporidesmium inflatum*; e- *Sigmoidea prolifera*; f- *Stenocладиella neglecta*; g- *Tetrachaetum elegans*.

- *Tetracladium apiense* Sinclair & Eicker. *Trans. Br. mycol. Soc.* 76: 515 (1981) (Fig. 3.7a).

Conidios hialinos, multiseptados, con eje central y tres ramificaciones digitiformes primarias que se desarrollan en dos niveles, sin apéndices aciculares ni filiformes. Eje (25-38 x 4-6 μm), sin extensión basal y con ramificación distal; en el primer nivel se desarrollan dos elementos 0-1 septados, de uno de ellos, surge una ramificación secundaria subulada, aseptada; en el segundo nivel del eje se desarrollan 1-2 apéndices subulados aseptados, ambos elementos, con sus ramificaciones, forman un par de estructuras furcadas (con forma de "V"). Conidióforos no observados.

Material examinado: Chacabuco, Buenos Aires, arroyo De los Sauces 34° 28' 20.05'' S 60° 35' 54.03'' O, 22 de junio de 2017, Kravetz, S. 110 (UNLu), en 3 muestras de plancton.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Ha sido detectada en plancton y hojarasca sumergida en ríos y arroyos de España, Reino Unido, Sudáfrica y Ecuador (GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *T. apiense* fue identificada y clasificada dentro del Orden Helotiales, Phylum Ascomycota (Nikolcheva y Bärlocher, 2002; Letourneau *et al.*, 2010). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Roldán (1989a).

- *Tetracladium breve* Roldán, *Mycol. Res.* 93: 455 (1989) (Fig. 3.7b).

Conidios hialinos, multiseptados, con eje central y tres elementos digitiformes, dos aciculares y uno filiforme. Eje central (14-22 x 1,5-2,5 μm) con extensión basal y una ramificación primaria distal subclavada a digitiforme; las ramificaciones secundarias digitiformes se desarrollan indistintamente a la derecha o a la izquierda del eje; los elementos aciculares y filiformes conspicuamente mayores que los digitiformes. Células conidiógenas con proliferación simpodial. Conidióforos ramificados.

Material examinado: Buenos Aires, Exaltación de la Cruz, arroyo De la Cruz, 34 ° 21' 39.024'' S, 59 ° 11' 29.845'' O, 15 de septiembre de 2017, Kravetz, S. 98 (BAFC 52785). Se encuentra en 38 preparados con muestras de plancton y 22 con hojarasca de acacia negra.

Nota: Este es el primer reporte de la especie en Argentina. Se lo observó en grandes cantidades en ambientes no impactados. Esta especie ha sido detectada en plancton y hojarasca en descomposición, en ríos y arroyos de Brasil, España, Reino Unido y Portugal (Fiuza *et al.*, 2017; GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia

molecular, *T. breve* fue identificada y clasificada dentro del Orden Helotiales, Phylum Ascomycota (Seena *et al.*, 2010; Feckler *et al.*, 2017; Baudy *et al.*, 2019). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Roldán (1989). *Tetracladium breve* tiene conidios similares a *T. setigerum*, aunque más pequeños y el elemento digitiforme del segundo nivel puede aparecer indistintamente a la derecha o a la izquierda del eje (Roldán 1989a).

- ***Tetracladium furcatum*** Descals, Trans. Brit. Mycol. Soc. 80: 70 (1983) (Fig. 3.7c).

Conidios hialinos, multiseptados, compuesto por un eje central, dos ramificaciones digitiformes y dos aciculares; eje (18–35 × 2,5–3,5 µm) sin extensión basal y una ramificación digitiforme distal; los elementos digitiformes dispuestos en forma de “V” (furcados); ramificaciones primarias en uno o dos niveles, ramificación secundaria acicular inserta en el elemento digitiforme del primer nivel. Conidióforos no observados.

Material examinado: Buenos Aires, General Las Heras, Plommer, arroyo Durazno, 34 ° 47' 38.416''S, 59 ° 02' 23.764''W, 28 de agosto de 2017, Kravetz, S. 79 (BAFC 52787). Se encuentra en 7 preparados con muestras de plancton.

Nota: Este es el primer reporte de la especie en Argentina *et al.* Su distribución es cosmopolita y ha sido detectada en plancton, hojarasca y raíces de plantas acuáticas (Kohout *et al.*, 2012), en ríos y arroyos de Europa, Asia y Oceanía; este es el primer registro para Sudamérica (GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *T. furcatum* fue identificada y clasificada dentro del Orden Helotiales, Phylum Ascomycota (Kohout *et al.*, 2012; Baudy *et al.*, 2019; Vu *et al.*, 2019). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Roldán (1989a), a excepción de la extensión basal que no fue observada.

- ***Tetracladium marchalianum*** De Wild. Ann. Soc. Belge Microscop. 17: 39 (1883) (Fig. 3.7d).

Conidios hialinos, multiseptados; eje central sin extensión basal (28–46 µm), con una o dos células distales, globosas a elipsoidales, dos o tres elementos filiformes primarios que surgen del mismo nivel y un elemento acicular secundario inserto debajo de la segunda célula globosa. Células conidiógenas con proliferación simpodial. Conidióforos ramificados.

Material examinado: Buenos Aires, Luján, arroyo Haras, 34 ° 31' 32.862'' S, 59 ° 10' 4.461'' W, 15 Septiembre de 2017, Kravetz, S. 88 (BAFC 52782). Se encuentra en 41 preparados con muestras de plancton y 36 con muestras de hojarasca.

Nota: Este es el primer reporte de la especie en Argentina *et al.* Su distribución es cosmopolita y ha sido detectada en plancton y hojarasca sumergida en ríos y arroyos de todos los continentes, a excepción de Antártida; en América del sur se ha registrado en Venezuela, y Chile (Schoenlein Crusius y Grandi, 2003; Fernández y Smits, 2015; GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *T. marchalianum* fue identificada y clasificada dentro del Orden Helotiales, Phylum Ascomycota (Anderson *et al.*, 2006; Anderson y Shearer, 2011; Letourneau *et al.*, 2010; Vu *et al.*, 2019). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Roldán (1989a), aunque carecen de extensión basal.

- *Tetracladium maxilliforme* (Rostr.) Ingold, Transactions of the British Mycological Society 25 (4): 372 (1942) (Fig 3.7e).

Conidios hialinos, con ramificaciones primarias que surgen de un solo nivel, eje distalmente digitiforme, 1-3 septado (15-25 x 1-3 µm) sin extensión basal, con dos ramificaciones laterales, enfrentadas, una de ellas digitiforme, 0-1 septada, paralela al eje, de la que puede surgir una ramificación secundaria acicular; el otro elemento, acicular, 0-1 septado, inicialmente paralelo al eje y luego curvándose hacia afuera. Conidióforos no observados.

Material examinado: San Andrés de Giles, Buenos Aires, arroyo Giles, 34° 27' 17.28'' S 59° 27' 27.91'' O, 8 de abril de 2015, Kravetz, S. 50 (UNLu). En 2 preparados con muestras de plancton.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Su distribución es cosmopolita y ha sido detectada en plancton y hojarasca en descomposición, en ríos y arroyos de todos los continentes a excepción de África y Antártida; en América del sur se ha registrado en Venezuela y Brasil (Fernández y Smits, 2015; Fiuza *et al.*, 2017; GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *T. marchalianum* fue identificada y clasificada dentro del Orden Helotiales, Phylum Ascomycota (Nikolcheva y Bärlocher, 2002; Anderson y Shearer, 2011; Feckler *et al.*, 2017). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Roldán (1989a).

- *Tetracladium palmatum* A. Roldán, Mycological Research 93: 460 (1989) (Fig. 3.7f). Conidios hialinos, multiseptados, aplanados lateralmente, con eje central y ramificaciones primarias secuenciales que surgen de tres niveles, en células consecutivas; eje 3-6 septado, distalmente digitiforme (20-30 X 3-4 μm), con extensión basal; por encima, se desarrollan tres elementos laterales, dos de ellos opuestos, uno digitiforme, del cual surge una ramificación secundaria acicular, otro elemento acicular y el tercero filiforme; en el segundo nivel surgen dos ramificaciones digitiformes opuestas, 0-1 septadas que difieren en longitud; en el tercer nivel se desarrolla un elemento digitiforme, 0-1 septado. Células conidiógenas con proliferación simpodial. Conidióforos no observados.

Material examinado: Gral. Las Heras, Buenos Aires, arroyo Durazno Chico 34° 48' 23.04'' S 58° 58' 56.18'' O, 28 de agosto de 2017, Kravetz, S. 137 (UNLu), en 3 preparados con muestras de plancton.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Esta especie ha sido detectada en plancton y hojarasca en descomposición, en ríos y arroyos España y Reino Unido, siendo este el primer registro para Sudamérica (GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *T. palmatum* fue identificada y clasificada dentro del Orden Helotiales, Phylum Ascomycota (Letourneau *et al.*, 2010). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Roldán (1989a).

- *Tetracladium setigerum* (Grove) Ingold, Trans. Brit. Mycol. Soc. 25: 369 (1942) (Fig. 3.7g).

Conidios hialinos, multiseptados, con eje central y tres elementos digitiformes, dos aciculares y uno filiforme. Eje (28-42 \times 4-5 μm) con extensión basal y una ramificación primaria distal subclavada a digitiforme; las ramificaciones secundarias digitiformes se desarrollan opuestas al elemento primario; los apéndices aciculares ligeramente mayores que los digitiformes. Células conidiógenas con proliferación simpodial. Conidióforos ramificados.

Material examinado: Buenos Aires, San Andrés de Giles, arroyo Vagues, 34 ° 17' 35.167'' S, 59 ° 27' 2.48'' O, 2 de octubre de 2017, Kravetz, S. 116 (BAFC 52781). Se encuentra en 29 preparados con muestras de plancton y 2 con hojarasca de acacia negra.

Nota: *T. setigerum* fue reportado en el arroyo Las Cañas, (Buenos Aires) en hojarasca sumergida de *Ligustrum lucidum* y *Pouteria salicifolia* (Marano *et al.* 2011). Su distribución es cosmopolita y ha sido detectada en plancton y hojarasca sumergida, en ríos y arroyos de todos los continentes a excepción de Antártida; en América del sur se ha registrado en Venezuela, Brasil, Chile y Argentina (Fernández y Smits, 2015; Fiuza *et al.*, 2017; Schoenlein Crusius y Grandi, 2003; GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *T. setigerum* fue identificada y clasificada dentro del Orden Helotiales, Phylum Ascomycota (Nikolcheva y Bärlocher, 2002; Feckler *et al.*, 2017; Vu *et al.*, 2019). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Ingold (1942).

- *Tetracladium sp. et al.*(Fig. 3.7h).

Conidios hialinos, multiseptados, aplanados lateralmente, con eje central y apéndices digitiformes, aciculares, filiformes y globosos; eje 6-8 septado, distalmente globoso (32–48 × 2.5–3.5 µm), célula con forma de agujón en la base, sin extensión; ramificaciones primarias que surgen de 4 o más niveles en células consecutivas; dos elementos aciculares secundarios, insertos en la base de las ramificaciones del primer nivel, a continuación, en cada célula del eje se desarrollan dos apéndices de forma opuesta, en el mismo plano: en el primer nivel, surgen dos elementos aciculares (27 a 33 × 2 a 2,7 µm), y perpendiculares a un tercer elemento filiforme 3- 4 septados; en el segundo nivel, dos elementos aciculares obclavados, 2–3 septados (19–22 × 2,5–3,7 µm); en el tercer nivel, dos elementos digitiformes 1–2-septados (15–18 × 2–2,5 µm); en el cuarto nivel, los elementos digitiformes (8-11 × 2-2,3 µm) son bicelulares; en el quinto nivel, elementos globosos unicelulares (2,5–3,5 × 1,5–2,7 µm). Su simetría con respecto al eje central le da la apariencia de un candelabro.

Material examinado: Buenos Aires, San Andrés de Giles, arroyo Giles, 34 ° 27' 17.284'' S, 59 ° 27' 27.91'' W, 17 de septiembre de 2017, Kravetz, S.106 (BAFC 52789); *ibíd.*, Kravetz, S. (UNLu 105). Se encuentra en 3 preparados realizados con muestras de plancton.

Nota: Este fue el primer reporte de la especie, realizado a partir del desarrollo de la tesis (Kravetz *et al.*, 2018). Por sus características, estos conidios corresponden al género *Tetracladium*, sin embargo, su morfología no coincide con las especies descritas hasta la actualidad. La más semejante es *T. palmatum*, sin embargo, el

número de apéndices y niveles de ramificaciones sobre el eje en los conidios de nuestra muestra, es mayor que lo observado para esa especie.

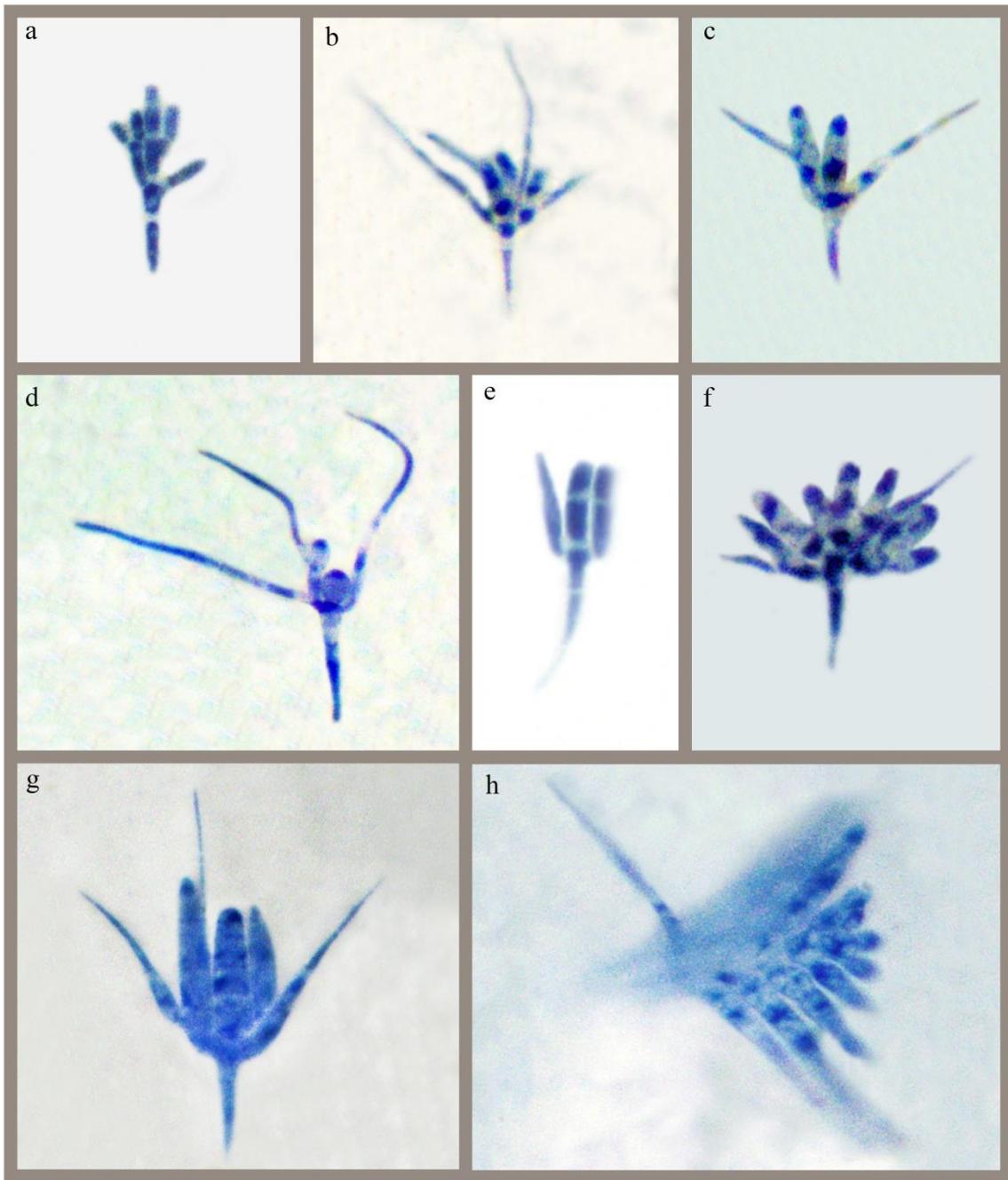


Figura 3.7. Conidios de hifomicetes observados en la realización del estudio. a- *Tetracladium apiense*; b- *T. breve*; c- *T. furcatum*; d- *T. marchalianum*; e- *T. maxiliforme*; f- *T. palmatum*; g- *T. setigerum*; h- *Tetracladium* sp.

- *Tetraploa abortiva* Arambarri *et* Cabello, Mycotaxon, 30: 263-267 (1987) (Fig. 3.8a). Conidios oblongos a ovoboides, pardo oscuros (25-40 x 10-15 μ m) con 2-3 columnas de 6 células cada una, las basales de paredes gruesas; las apicales son hialinas, de paredes delgadas, formando un apéndice corto; usualmente el conidio tiene tres columnas de células y la cuarta detiene su crecimiento cerca de la base. Células conidiógenas integradas terminales. Conidióforos ramificados y anastomosados formando una red.

Material examinado: Buenos Aires, Mercedes, arroyo Balta, 34° 40' 44.67'' S 59° 19' 58.88'' O, 5 de mayo de 2017, Kravetz, S. 402 (UNLu), en 1 preparado con muestra de plancton y 3 con hojarasca de cebadilla criolla.

Nota: Esta especie fue reportada previamente en Buenos Aires por Arambarri *et al.* (1987c) en el río Santiago. Hasta la actualidad, sólo ha sido detectada en hojarasca sumergida en ríos de Argentina (GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *T. abortiva* fue identificada y clasificada dentro de la Familia Tetraplosphaeriaceae, Orden Pleosporales, Phylum Ascomycota (Prihatini *et al.*, 2008; Tanaka *et al.*, 2009) Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Arambarri *et al.* (1987c).

- *Tetraploa aristata* Berk. & Broome, Annals and Magazine of Natural History 5: 459 (1850) (Fig. 3.8b).

Conidios oblongos a ovoboides, pardo oscuros (25-40 x 10-20 μ m), con 4 columnas de 4 células cada una, con tres ápices pardos, septados. Células conidiógenas integradas terminales. Conidióforos simples.

Material examinado: Buenos Aires, Mercedes, arroyo Balta, 34° 40' 44.67'' S 59° 19' 58.88'' O, 5 de mayo de 2017, Kravetz, S. 409 (UNLu). Se encuentra en 20 preparados realizados con muestras de plancton y 32 con hojarasca de acacia negra, álamo y cebadilla criolla.

Nota: Esta especie fue reportada previamente en Buenos Aires por Arambarri *et al.* (1987c) en el río Santiago. Su distribución es cosmopolita y ha sido detectada en plancton y hojarasca sumergida en ríos y arroyos de todos los continentes a excepción de Antártida; en América del sur se ha registrado en Brasil, Perú y Argentina (Schoenlein Crusius y Grandi, 2003; GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *T. aristata* fue identificada y clasificada dentro Familia TetraPLOSphaeriaceae, Orden Pleosporales, Phylum Ascomycota (Prihatini *et al.*,

2008; Tanaka *et al.*, 2009). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Arambarri *et al.* (1987c).

- ***Tetraploa ellisii*** Cooke, Grevillea 8 (45): 12 (1879) (Fig. 3.8c).

Conidios oblongos a obovoides, pardo oscuros, 1-5 septados (30 - 40 x 10 - 16 μm), formados por 2-4 columnas que se atenúan gradualmente hacia el ápice, cada una terminando en un apéndice 2-5 septado (8-40 x 2-4 μm). Células conidiógenas pequeñas y globosas. Conidióforos ausentes o muy cortos.

Material examinado: Lobos, Buenos Aires, arroyo Salgado, 35° 08' 29.83'' S 59° 05' 36.61'' O, 9 de abril de 2015, Kravetz, S. 75 (UNLu), en muestras de plancton.

Nota: Esta especie fue reportada previamente en Buenos Aires por Arambarri *et al.* (1987c) en el Río Santiago. Su distribución es cosmopolita y ha sido detectada en plancton y hojarasca en descomposición, en ríos y arroyos de todos los continentes a excepción de Antártida; en América del sur se ha registrado en Brasil, Perú y Argentina (Schoenlein Crusius y Grandi, 2003; GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *T. ellisii* fue identificada y clasificada dentro Familia TetraPLOSphaeriaceae, Orden Pleosporales, Phylum Ascomycota (Prihatini *et al.*, 2008; Tanaka *et al.*, 2009). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Matsushima (1975) y Arambarri *et al.* (1987c).

- ***Tricellula aquatica*** J. Webster, Transactions of the British Mycological Society 42 (4): 416 (1959) (Fig. 3.8d).

Conidios hialinos, tricelulares, que consisten en una célula ovalada (5-10 x 2-4 μm), desde donde surgen otras dos células en el mismo plano, laterales, más angostas, de longitud similar. Conidióforos no observados.

Material examinado: San Andrés de Giles, Buenos Aires, arroyo Giles, 34° 27' 17.28'' S 59° 27' 27.91'' O, 8 de abril de 2015, Kravetz, S. 29 (UNLu), en 2 muestras de plancton.

Nota: Su distribución es cosmopolita y ha sido detectada en plancton y hojarasca sumergida en ríos y arroyos de todos los continentes, a excepción de Australia y Antártida; en América del sur fue registrado en Argentina (Tierra del Fuego) (GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *T. aquatica* fue identificada y clasificada dentro del Phylum Ascomycota, sin especificar categorías taxonómicas inferiores. (Vu

et al., 2019). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Ingold (1975).

- *Trichocladium angelicum* A. Roldán & Honrubia, Mycotaxon 35 (2): 353 (1989) (Fig. 3.8e).

Conidios hialinos a subhialinos, solitarios, de paredes gruesas y lisas, 2-4 septados (25-47 x 7-12 µm), célula basal (restos de la célula de separación) hialina, obconico-truncada, (3-12 x 2-5 µm); las células restantes globosas a elipsoides, subhialinas y altamente vacuoladas, célula apical típicamente más grande que las demás. Conidióforos no observados.

Material examinado: Luján, Buenos Aires, arroyo Gutiérrez, 34° 34' 53.27'' S 59° 07' 41.63'' O, 18 de junio de 2017, Kravetz, S. 514 (UNLu). Se encuentra en 15 preparados con muestras de plancton y 29 con hojarasca de acacia negra, álamo y cebadilla criolla.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina y Sudamérica. Hasta la actualidad ha sido detectada en hojarasca sumergida en ríos de España (GBIF, 2021). No se encuentran filogenias publicadas para esta especie, sin embargo, de acuerdo con los registros de GenBank (2021), el género *Trichocladium* pertenece a la Familia Chaetomiaceae, Orden Sordariales, Phylum Ascomycota (Vu *et al.*, 2019). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con las descripciones de Roldán *et al.* (1989b).

- *Tricladium angulatum* Ingold, *Trans. Br. Mycol. Soc.* 25: 389-393 (1942) (Fig. 3.8f). Conidios hialinos, cuerpo principal fusoide, 2-3 septado (40-60 x 2-4 µm), curvado en las inserciones de las dos ramificaciones (20-45 x 3-7 µm), 0-1 septadas, de base recta o levemente curvada, que surgen en planos perpendiculares al eje. Conidióforos no observados.

Material examinado: Pergamino, Buenos Aires, arroyo Botija, 33° 52' 18.00'' S 60° 39' 260.9'' O, 13 de junio de 2017, Kravetz, S. 139 (UNLu). Se encuentra en 2 preparados con muestras de plancton.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Su distribución es cosmopolita y ha sido detectada en plancton y hojarasca sumergida, en ríos y arroyos de todos los continentes a excepción de Antártida; en América del sur se reportó en Brasil (Fiuza *et al.*, 2017; GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *T. angulatum*

fue identificada y clasificada dentro de la Familia Tricladiaceae, Orden Helotiales, Phylum Ascomycota (Johnston y Baschien, 2020). Las características morfológicas del material examinado coinciden con la descripción de Ingold (1942).

- *Tricladium castaneicola* B. Sutton, Transactions of the British Mycological Society 64 (3): 422 (1975) (Fig. 3.8g).

Conidios hialinos, multiseptados, que constan de un eje central truncado en la base, 15-25 septado (80-130 x 4-8 μm); 1-3 ramificaciones laterales, 3-7 septadas (20-50 x 4-8 μm), cilíndricas, levemente constreñidas en la unión al eje, con ápices agudos, ángulos casi rectos entre el eje y las ramificaciones. Células conidiógenas integradas, terminales y laterales. Conidióforos con una o dos ramificaciones.

Material examinado: Buenos Aires, General Las Heras, Plommer, arroyo Durazno, 34 ° 47' 38.416''S, 59 ° 02' 23.764''W, 28 de agosto de 2017, Kravetz, S. 155 (UNLu). Se encuentra en 1 preparado con muestras de plancton y 3 con hojarasca de acacia negra.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Hasta la actualidad, ha sido detectada en plancton y hojarasca sumergida en ríos y arroyos de Reino Unido, España, Portugal, Francia y Malasia (GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *T. castaneicola* fue identificada y clasificada dentro de la Familia Tricladiaceae, Orden Helotiales, Phylum Ascomycota (Johnston y Baschien, 2020). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con las descripciones de Sutton (1975).

- *Tricladium kelleri* Gulis & Marvanová, Mycologia 104 (6): 1511 (2012) (Fig. 3.8h).

Conidios hialinos, multiseptados, eje principal fusoides, arqueado (70-140 x 3-5 μm), con extensión basal excéntrica y parte distal subulada; con 2 ramificaciones rectas o ligeramente curvadas (15- 50 x 2-4 μm), en general perpendiculares al eje y subuladas. Células conidiógenas terminales, integradas. Conidióforos simple o escasamente ramificados.

Material examinado: Buenos Aires, Mercedes, arroyo Balta, 34° 40' 44.67'' S 59° 19' 58.88'' O, 5 de mayo de 2017, Kravetz, S. 422 (UNLu). Se encuentra en 5 preparados con hojarasca de acacia negra.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Hasta la actualidad, ha sido detectada en plancton y hojarasca sumergida en ríos de Estados Unidos (GBIF,

2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *T. kelleri* fue identificada y clasificada dentro de la Familia Tricladaceae, Orden Helotiales, Phylum Ascomycota (Johnston y Baschien, 2020). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con las descripciones de Gulis y Marvanová (2012).

- *Tricladopsis flagelliformis* Descals, Trans. Br. Mycol. Soc. 78: 418 (1982) (Fig. 3.8i).

Conidios hialinos, densamente septados, eje recto o ligeramente curvado, estrecho, obclavado (100-200 x 2-4 μm), de base truncada y parte distal atenuada, con dos ramificaciones cilíndricas, una de ellas antrorsamente orientada y otra perpendicular al eje (10 -70 x 1,5 -3 μm) con inserción más o menos constreñida. Conidióforos no observados.

Material examinado: Buenos Aires, Mercedes, arroyo Balta, 34° 40' 44.67'' S 59° 19' 58.88'' O, 5 de mayo de 2017, Kravetz, S. 425 (UNLu). Se encuentra en 1 preparado con hojarasca de acacia negra.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Ha sido detectada en ríos y arroyos de España, Portugal y Reino Unido (GBIF, 2021), siendo este el primer registro para Sudamérica. No se encuentran secuencias de nucleótidos de este organismo (GenBank, 2021). De acuerdo a los registros de Mycobank (2021), *T. flagelliformis* pertenece al Phylum Ascomycota, sin especificar categorías taxonómicas inferiores. Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con las descripciones de Descals (1982).

- *Trinacrium incurvum* Matsushima, Matsush. Mycol. Mem. 7:70 (1993) (Fig. 3.8j).

Conidios hialinos, con forma de T, con un eje central 3-4 septado (30-40 x 3-5 μm) y dos ramificaciones curvas 3-4 septadas (10-20 x 3-5 μm), que se inclinan hacia el eje. Células conidiógenas integradas, de proliferación simpodial. Conidióforos simples o ramificados.

Material examinado: Buenos Aires, Arrecifes, arroyo Helves, 34° 04' 07.03'' S 60° 01' 59.02'' O, 22 de junio de 2017, Kravetz, S. 119 (UNLu), en 2 muestras de plancton.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Su distribución se restringe a Sudamérica, ha sido detectada en hojarasca sumergida, en ríos de Venezuela y Brasil (Fernández y Smits, 2015; Fiuza *et al.*, 2017; GBIF, 2021). No se encuentran

secuencias de nucleótidos para este género especie (GenBank, 2021). De acuerdo a los registros de Mycobank (2021), *T. incurvum* pertenece a la Familia Orbiliaceae, Orden Orbiliales, Phylum Ascomycota. Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Matsushima (1993).

***Trinacrium* sp.** (Fig. 3.8k).

Conidios hialinos, multiseptados, trirradiados, con eje principal (30-40 × 2-4 μm) y dos ramificaciones divergentes curvas (30-40 × 2- 4 μm), con forma de “Y”.

Material examinado: Luján, Buenos Aires, arroyo Gutiérrez, 34° 34' 53.27'' S 59° 07' 41.63'' O, 18 de junio de 2017, Kravetz, S. 532 (UNLu). Se encuentra en 5 preparados con muestras de plancton.

Nota: Este es el primer registro en Argentina. Este género contiene especies con distribución cosmopolita (GBIF, 2021). No se encuentran secuencias de nucleótidos para este género especie (GenBank, 2021). De acuerdo a los registros de Mycobank (2021), este género pertenece a la Familia Orbiliaceae, Orden Orbiliales, Phylum Ascomycota. Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Marvanová (1969).

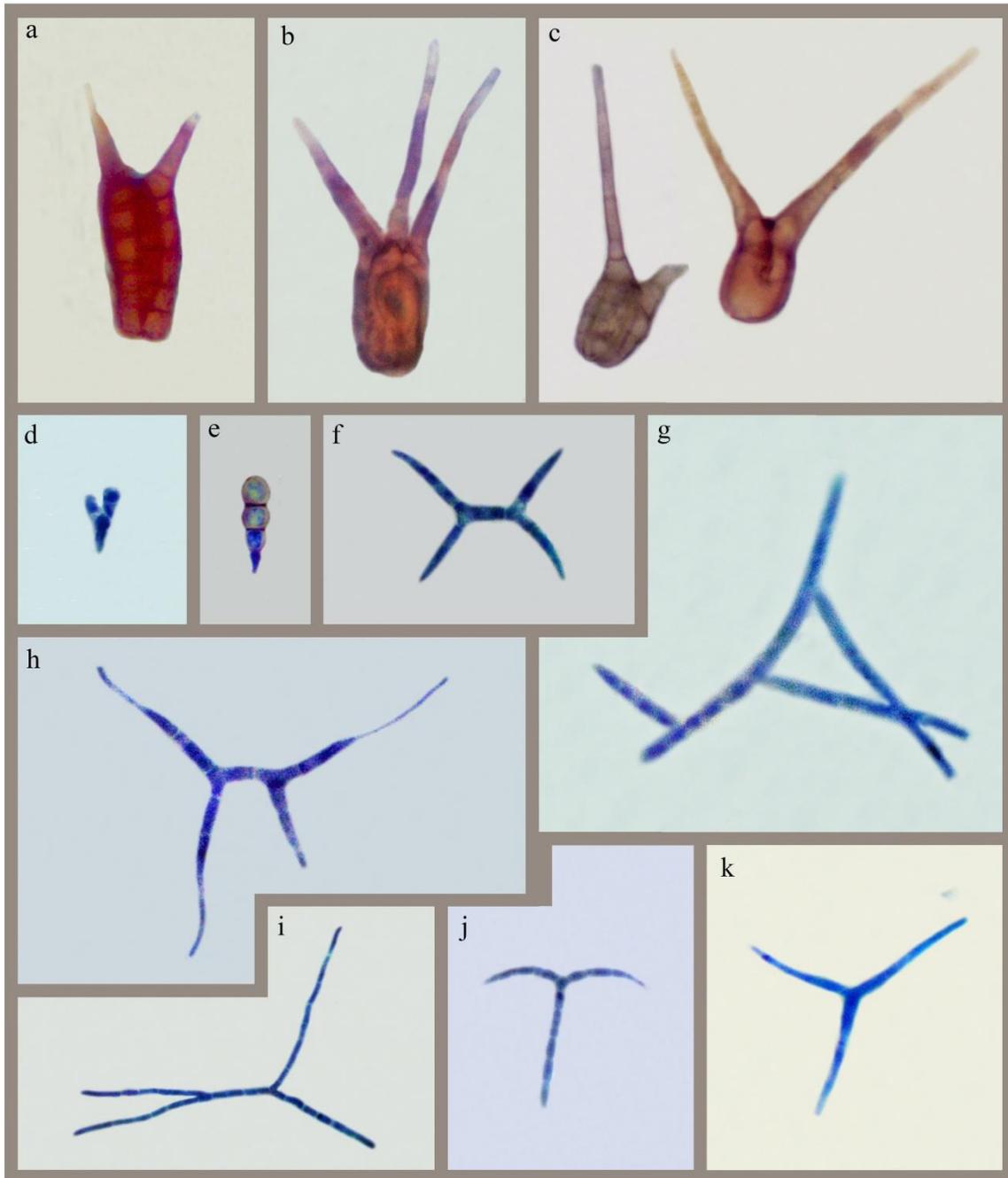


Figura 3.8. Conidios de hifomicetes observados en la realización del estudio. a- *Tetraploa abortiva*; b- *T. aristata*; c- *T. ellisii*; d- *Tricellula aquatica*; e- *Trichocladium angelicum*; f- *Tricladium angulatum*; g- *T. castaneicola*; h- *T. kelleri*; i- *Tricladiopsis flagelliformis*; j- *Trinacrium incurvum*; *Trinacrium* sp.

- *Tripospermum camelopardus* Ingold, Dann & P.J. McDougall, Transactions of the British Mycological Society 51 (1): 53 (1968) (Fig. 3.9a).

Conidios pardo pálidos, holoblásticos, lisos, a veces con gotas de aceite, con forma de jirafa, compuestos por un eje principal recurvado, 4-5 septado, la parte proximal acortada y mamiliforme (15-25 x 5-9 μm), parte distal más larga y angosta (25-40 x 3-7 μm), ambas partes se disponen más o menos paralelas; con dos ramificaciones 1-2 septadas, (10-35 x 3-5 μm). Septos con constricciones. Conidióforos no observados.

Material examinado: Buenos Aires, Mercedes, arroyo Balta, 34° 40' 44.67'' S 59° 19' 58.88'' O, 5 de mayo de 2017, Kravetz, S. 406 (UNLu). Se encuentra en 8 preparados con muestras de plancton y 3 con hojarasca de acacia negra.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina y Sudamérica; hasta la actualidad, esta especie ha sido detectada en Europa y Asia (GBIF, 2021). No se encuentran publicaciones de filogenias para esta especie, sin embargo de acuerdo con los registros de GenBank (2021), el género *Tripospermum* se ubica en la Familia Neodevriesiaceae, Orden Mycosphaerellales, Phylum Ascomycota (Quaedvlieg *et al.*, 2014). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Ingold *et al.* (1968).

- *Tripospermum myrti* (Lind) S. Hughes, Mycological Papers 46: 18 (1951) (Fig. 3.9b).

Conidios pardo pálidos, holoblásticos, lisos, con una célula basal (6-10 x 4-7 μm) y cuatro ramificaciones subuladas divergentes 1-4 septadas (15 -35 x 4-7 μm); septos con constricciones. Conidióforos no observados.

Material examinado: Buenos Aires, Mercedes, arroyo Balta, 34° 40' 44.67'' S 59° 19' 58.88'' O, 5 de mayo de 2017, Kravetz, S. 409 (UNLu), se encuentra en 2 preparados con muestras de plancton.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Su distribución es cosmopolita y ha sido detectada en plancton y hojarasca sumergida en ríos y arroyos de todos los continentes a excepción de Antártida y Oceanía; en América del sur se ha registrado en Venezuela, Colombia, Brasil y Perú (Fernández y Smits, 2015; Fiuza *et al.*, 2017; Pardo, 2020; GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *T. myrti* fue identificada y clasificada dentro de la Familia Neodevriesiaceae, Orden Mycosphaerellales, Phylum Ascomycota (Quaedvlieg *et al.*, 2014). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Ellis (1976).

- *Tripospermum variabile* Matsush., Matsushima Mycological Memoirs 1: 78 (1980) (Fig. 3.9c).

Conidios pardo pálidos con forma de “T”, holoblásticos, lisos, a veces con gotas de aceite, compuestos por un eje principal 1-2-septado (15-25 x 5 -10 μm) y dos ramificaciones 1-7 septadas (20 -70 x 5 -10 μm), que se estrechan en el ápice, una de ellas formando un ángulo agudo con el eje y la otra uno obtuso; septos con constricciones. Conidióforos no observados.

Material examinado: Gral. Las Heras, Buenos Aires, arroyo Durazno Chico 34° 48' 23.04'' S 58° 58' 56.18'' O, 28 de agosto de 2017, Kravetz, S. 351 (UNLu). Se encuentra en 6 muestras de plancton y 1 con hojarasca en descomposición de acacia negra.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Hasta la actualidad ha sido detectada en China (GBIF, 2021). No se encuentran publicaciones de filogenias para esta especie, sin embargo, de acuerdo con los registros de GenBank (2021), el género *Tripospermum* se ubica en la Familia Neodevriesiaceae, Orden Mycosphaerellales, Phylum Ascomycota (Quaedvlieg *et al.*, 2014). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Matsushima (1980).

- *Triscelophorus acuminatus* Nawawi, Transactions of the British Mycological Society 64 (2): 346 (1975) (Fig 3.9d).

Conidios tetra radiados, hialinos, eje principal obclavado, 2-4 septado, que se estrecha en el ápice, célula basal doliforme con base truncada (5-7 \times 4-5 μm); con tres ramificaciones cilíndricas, 0-3 septadas (10-45 \times 2-3 μm), ligeramente constreñidas en la inserción, adheridas a su célula basal. Septos no constreñidos. Células conidiógenas monoblásticas o simpodiales. Conidióforos simples o esparcidamente ramificados.

Material examinado: Luján, Buenos Aires, arroyo Gutiérrez, 34° 34' 53.27'' S 59° 07' 41.63'' O, 18 de mayo de 2017, Kravetz, S. 176 (UNLu). Se encuentra en 4 preparados con muestras de plancton.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Su distribución es cosmopolita y ha sido detectada en plancton y hojarasca sumergida, en ríos y arroyos de todos los continentes a excepción de Antártida; en América del sur fue reportada en Venezuela, Colombia y Brasil (Fernández y Smits, 2015; Fiuza *et al.*, 2017; Pardo, 2020; GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *T. acuminatus* fue

identificada y clasificada dentro de la Clase Dothideomycetes, Phylum Ascomycota, sin indicar categorías taxonómicas inferiores (Duarte *et al.*, 2014; Vu *et al.*, 2019). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con las descripciones de Nawawi (1975) y Matsushima (1980).

- *Triscelophorus deficiens* (Matsush.) Matsush., Matsushima Mycological Memoirs 7: 70 (1993) (Fig 3.9e).

Conidios hialinos, con eje central obclavado (15-30 x 1,5-3 µm), truncado en la base, ápice agudo (0.5-1 µm), con dos apéndices levemente hinchados en la unión, rectos o ligeramente curvados unidos al eje lateralmente (10-21x1,5-2,5 µm), ápice de las ramificaciones 0,5-1 µm de ancho. Conidióforos no observados.

Material examinado: Chacabuco, Buenos Aires, arroyo De los Sauces 34° 28' 20.05'' S 60° 35' 54.03'' O, 22 de junio de 2017, Kravetz, S. 111 (UNLu). Se encuentra en 2 preparados con muestras de plancton.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Hasta la actualidad ha sido detectada en hojarasca sumergida, en ríos de Brasil, Perú y Colombia (Schoenlein Crusius y Grandi, 2003; Fiuza *et al.*, 2017; Pardo, 2020; GBIF, 2021). No se encuentran publicaciones de filogenias para esta especie, sin embargo de acuerdo con los registros de GenBank (2021), el género *Triscelophorus* se ubica en la Clase Dothideomycetes, Phylum Ascomycota, sin indicar categorías taxonómicas inferiores (Duarte *et al.*, 2014; Vu *et al.*, 2019). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Matsushima (1993).

- *Triscelophorus monosporus* Ingold, Transactions of the British Mycological Society 26 (3-4): 148 (1943) (Fig 3.9f).

Conidios tetra radiados, hialinos, eje principal 1- septado, que se estrecha en el ápice, célula basal doliforme con base truncada (5-7 x 4-5 µm), célula apical 40-60 x 3-4 µm; con tres ramificaciones cilíndricas aseptadas (30-45 x 2-3 µm), adheridas a su célula basal, ligeramente constreñidas en la inserción. Septos no constreñidos. Células conidiógenas monoblásticas o simpodiales. Conidióforos simples o esparcidamente ramificados.

Material examinado: Buenos Aires, Mercedes, arroyo Balta, 34° 40' 44.67'' S 59° 19' 58.88'' O, 5 de mayo de 2017, Kravetz, S. 410 (UNLu). Se encuentra en 14 preparados con muestras de plancton y 7 con hojarasca de acacia negra.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Su distribución es cosmopolita y ha sido detectada en plancton y hojarasca sumergida, en ríos y arroyos de todos los continentes a excepción de Antártida y Oceanía; en América del sur fue repaortada en Venezuela, Colombia y Brasil (Fernández y Smits, 2015; Fiuza *et al.*, 2017; Pardo, 2020; GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, *T. monosporus* fue identificada y clasificada dentro de la Clase Dothideomycetes, Phylum Ascomycota, sin indicar categorías taxonómicas inferiores (Duarte *et al.*, 2014; Vu *et al.*, 2019). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Ingold (1942).

- *Triscelophorus sp.* (Fig. 3.9g).

Conidios tetra radiados, hialinos, eje principal 1- septado (120-150 x 3-4 μm), célula basal doliforme con base truncada (5-7 x 4-5 μm), célula apical; con tres ramificaciones cilíndricas aseptadas (30-45 x 2-3 μm), adheridas a su célula basal. Septos no constreñidos. Conidióforos no observados.

Material examinado: Buenos Aires, Mercedes, arroyo Balta, 34° 40' 44.67'' S 59° 19' 58.88'' O, 5 de mayo de 2017, Kravetz, S. 113 (UNLu). Se encuentra en 1 preparado con muestras de plancton.

Nota: Por sus características, estos conidios corresponden al género *Triscelophorus*, sin embargo, su morfología no coincide con las especies descriptas; la más semejante es *T. monosporus*, sin embargo, el tamaño del eje central es muy superior a lo observado para esa especie. Este género tiene una distribución cosmopolita y ha sido detectada en plancton y hojarasca, en ríos y arroyos de todos los continentes a excepción de Antártida; en América del sur se ha registrado en Brasil, Colombia, Perú y Venezuela (Schoenlein Crusius y Grandi, 2003; Fernández y Smits, 2015; Fiuza *et al.*, 2017; Pardo, 2020; GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, el género *Triscelophorus* fue clasificado en la Clase Dothideomycetes, Phylum Ascomycota, sin indicar categorías taxonómicas inferiores (Duarte *et al.*, 2014; Vu *et al.*, 2019).

- *Vargamyces aquaticus* (Dudka) Tóth., Acta Mus. Silesiae, Ser. A 25(3-4): 403 (1980) (Fig. 3.9h).

Conidios solitarios, castaño claro en los extremos, fusiformes, 5-8 septados (30-100 x 5-10 μm), con base truncada, redondeados apicalmente. Células conidiógenas

integradas, terminales. Conidióforos pardo pálido, erectos, con 4 proliferaciones percurrentes.

Material examinado: Buenos Aires, Mercedes, arroyo Balta, 34° 40' 44.67'' S 59° 19' 58.88'' O, 5 de mayo de 2017, Kravetz, S. 339 (UNLu). Se encuentra en 19 preparados con muestras de plancton y 38 con hojarasca de álamo, acacia negra y cebadilla criolla.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina y Sudamérica; hasta la actualidad, ha sido detectada en hojarasca sumergida en ríos de Nueva Zelanda y Hungría (GBIF 2021). Según la filogenia molecular, *V. aquaticus* fue identificada y clasificada dentro de la Familia Amniculicolaceae, Orden Pleosporales, Phylum Ascomycota (Revay *et al.*, 2014; Jayasiri *et al.*, 2019). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Hernández-Restrepo *et al.* (2017).

- ***Wiesneriomyces* sp.** (Fig. 3.9i).

Conidios hialinos, aseptados, agregados en masa mucosa, en cadenas acrópetas cortas (20-50x 2-4 µm), de 4-5 células (5-10 x 2-4 µm), que se mantienen unidas por conexiones. Conidióforos no observados.

Material examinado: Buenos Aires, Exaltación de la Cruz, arroyo De la Cruz, 34 ° 21' 39.024'' S, 59 ° 11' 29.845'' O, 15 de septiembre de 2017, Kravetz, S. 98 (UNLu). Se encuentra en 1 preparado con muestras de plancton.

Nota: Una especie de este género fue reportada en Buenos Aires por Arambarri *et al.* (1987b) en el Río Santiago. Sin embargo, las características morfológicas de los materiales examinados difieren de esa especie, en el menor número de células que presenta nuestro material. Además, tampoco coinciden en el número de células con las descripciones de las otras especies de este género, realizadas por Kuthubutheen y Nawawi (1988). Este género posee una distribución cosmopolita y se lo ha registrado en todos los continentes (GBIF, 2021). De acuerdo con la filogenia molecular, el género *Wiesneriomyces* fue clasificado en el Orden Tubeufiales, Phylum Ascomycota (Suetrong *et al.*, 2014).

- ***Xylomyces acerosisporus*** M.S. Oliveira, Malosso & R.F. Castañeda-Ruiz, Mycotaxon 130 (3): 877 (2015) (Fig. 3.9j).

Conidios, células conidiógenas y conidióforos ausentes. Clamidosporas pardas, 7-15 septadas, filiformes a acerosas, con estrechamientos intercalares o terminales y células hialinas en los extremos (90–180 × 6–10 µm).

Material examinado: Luján, Buenos Aires, arroyo Gutiérrez, 34° 34' 53.27'' S 59° 07' 41.63'' O, 18 de mayo de 2017, Kravetz, S. 557 (UNLu). Se encuentra en 1 preparado conhojarasca de acacia negra.

Nota: Este es el primer registro de la especie en Argentina. Hasta la actualidad ha sido detectada en hojarasca sumergida en ríos de Brasil (GBIF, 2021). No se encuentran publicaciones de filogenias, sin embargo, de acuerdo con los registros de GenBank (2021), el género *Xylomyces* se ubica en el Phylum Ascomycota, sin indicar categorías taxonómicas inferiores (Raja *et al.*, 2011; Suetrong *et al.*, 2011). Las características morfológicas de los materiales examinados coinciden con la descripción de Oliveira *et al.* (2015).

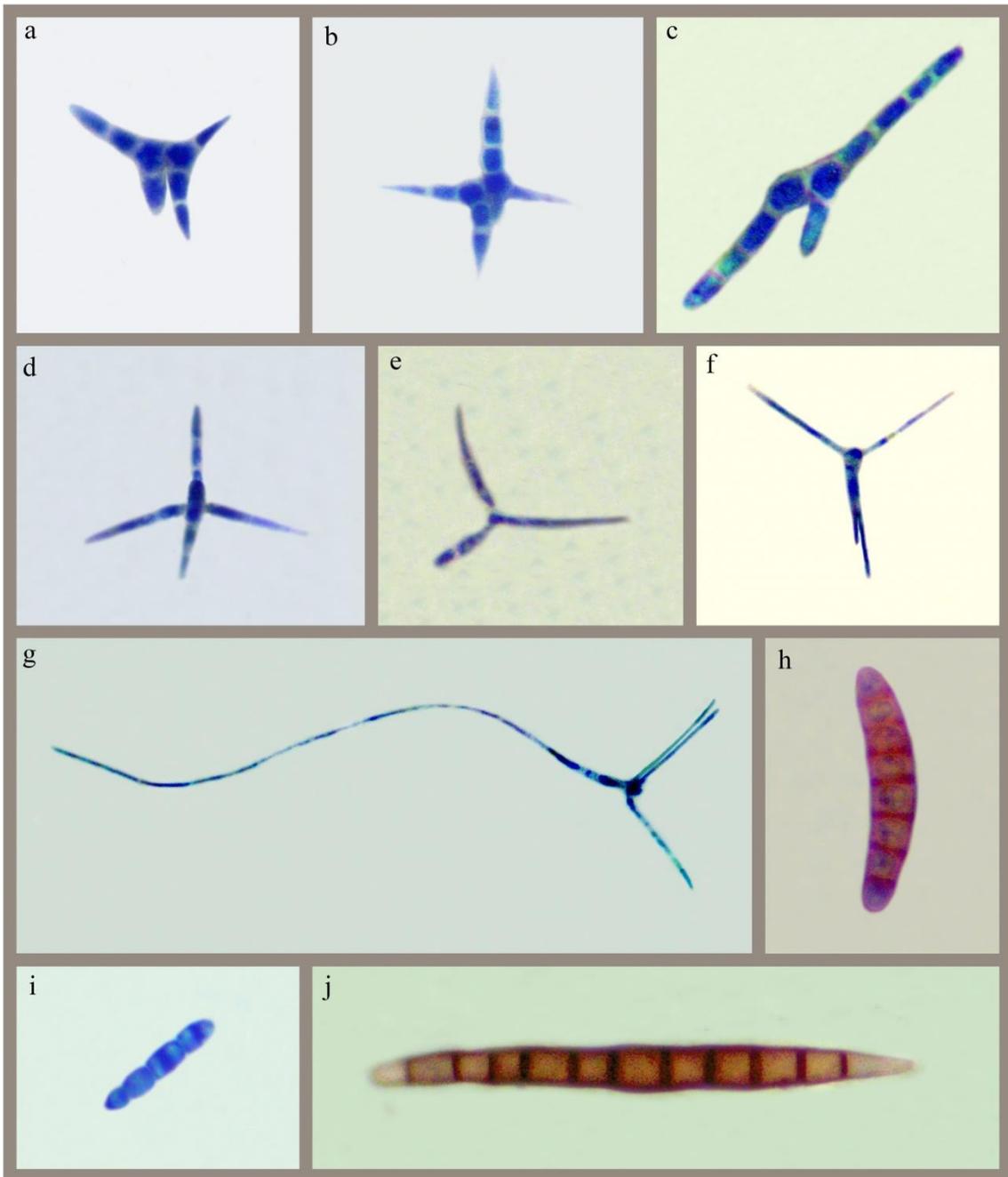


Figura 3.9. Conidios de hifomicetes observados en la realización del estudio. a- *Tripospermum camelopardus*; b- *T. myrti*; c- *T. variabile*; d- *Triscelophorus acuminatus*; e- *T. deficiens*; f- *T. monosporus*; g- *Triscelophorus* sp.; h- *Vargamyces aquaticus*; i- *Wiesneiromyces* sp.; j- *Xylomyces acerosisporus*.

Apéndice: clasificación taxonómica de las especies identificadas de acuerdo con Ruggiero et al. (2015).

PHYLUM ASCOMYCOTA

Clase Dothidiomycetes

Orden Mycosphaerellales

Familia Mycosphaerellaceae

- *Geastrumia polystigmatis*
- *Mycocentrospora acerina*
- *Mycocentrospora* sp.
- *Polythrincium trifolii*

Familia Neodevriesiaceae

- *Triospermum camelopardus*
- *Triospermum myrti*
- *Triospermum variabile*

Orden Pleosporales

Familia Amniculicolaceae

- *Amniculicola longissima*
- *Vargamyces aquaticus*

Familia Dictyosporiaceae

- *Jalapriya inflata*

Familia Massarinaceae

- *Helminthosporium aquaticum*
- *Helminthosporium* sp.

Familia Melanommataceae

- *Camposporium pelucidum*

Familia Pleosporaceae

- *Alternaria*
- *Curvularia*
- *Drechslera*

Familia Tetraplophaeriaceae

- *Tetraploa abortiva*
- *Tetraploa aristata*

- *Tetraploa ellisii*

Familia Torulaceae

- *Neotorula aquatica*

Posición incierta (Orden Pleosporales)

- *Anguillospora angulata*
- *Anguillospora filiformis*
- *Anguillospora pseudolongissima*
- *Clavariopsis aquatica*

Orden Tubeufiales

Familia Tubeufiaceae

- *Helicomycetes* sp.
- *Helicosporium* sp.

Posición incierta (Tubeufiales)

- *Wiesneriomyces* sp.

Orden Venturiales

Familia Venturiaceae

- *Helicoon* sp.

Posición incierta (Clase Dothidiomycetes)

- *Sporidesmium inflatum*
- *Stenocладиella neglecta*
- *Triscelophorus acuminatus*
- *Triscelophorus deficiens*
- *Triscelophorus monosporus*
- *Triscelophorus* sp.

Clase Leotiomycetes

Orden Helotiales

Familia Discinellaceae

- *Articulospora tetracladia*
- *Lemonniera aquatica*
- *Lemonniera filiformis*

- *Lemonniera pseudofloscula*

Familia Helotiaceae

- *Mycofalcella calcarata*
- *Tetrachaetum elegans*

Familia Mollisiaceae

- *Phialocephala lignícola*

Familia Tricladiaceae

- *Anguillospora crassa*
- *Anguillospora furtiva*
- *Tricladium angulatum*
- *Tricladium castaneicola*
- *Tricladium kelleri*

Posición incierta (Orden Helotiales)

- *Tetracladium apiense*
- *Tetracladium breve*
- *Tetracladium furcatum*
- *Tetracladium marchalianum*
- *Tetracladium maxilliforme*
- *Tetracladium palmatum*
- *Tetracladium setigerum*
- *Tetracladium sp.*

Orden Leotiales

Familia Leotiaceae

- *Alatospora acuminata*
- *Alatospora pulchella*
- *Flagellospora curvula*

Clase Orbiliomycetes

Orden Orbiliales

Familia Orbiliaceae

- *Dactylella attenuata*
- *Dactylella submersa*
- *Orbilina rosea*

- *Retiarius* sp.
- *Trinacrium incurvum*
- *Trinacrium* sp.

Clase Sordariomycetes

Orden Hypocreales

Familia Nectriaceae

- *Aquanectria penicillioides*
- *Neonectria lugdunensis*

Posición incierta (Hypocreales)

- *Diplocladiella scalaroides*

Orden Melanosporales

Familia Ceratostomataceae

- *Microthecium sepedonioides*

Orden Microascales

Familia Halosphaeriaceae

- *Clavatospora tentacula*
- *Sigmoidea aurantiaca*
- *Sigmoidea prolifera*

Orden Chaetosphaeriales

Familia Chaetosphaeriaceae

- *Dictyochaeta triseptata*

Orden Magnaporthales

Familia Magnaporthaceae

- *Nakataea sigmoidea*

Orden Sordariales

Familia Chaetomiaceae

- *Trichocladium angelicum*

Orden Xylariales

Familia Beltraniaceae

- *Beltrania rhombica*
- *Pseudobeltrania macrospora*

Posición incierta (Sordariomycetes)

- *Campylospora chaetocladia*

Posición incierta (Phylum Acomycota)

- *Clavariana aquatica*
- *Flabellospora amphibia*
- *Isthmotricladia britannica*
- *Isthmotricladia gombakiensis*
- *Lateriramulosa ainflata*
- *Lunulospora curvula*
- *Lunulospora cymbiformis*
- *Porocladium aquaticum*
- *Tricelulla aquatica*
- *Tricladiopsis flagelliformis*
- *Xylomyces acerosisporus*

PHYLUM BASIDIOMYCOTA

Microbotryomycetes

Orden Kriegeriales

Familia Camptobasidiaceae

- *Camptobasidium hydrophilum*

CAPÍTULO 4

IMPACTO DE LA ACTIVIDAD GANADERA SOBRE LOS HIFOMICETES ACUÁTICOS

4.1. INTRODUCCIÓN

En la región pampeana, la ganadería se ha desarrollado desde tiempos coloniales (Siglo XVI). Comenzó a ser desplazada por la actividad agrícola, con un gran incremento a partir del siglo XIX, período de gran expansión territorial sobre las zonas que preservaban los pueblos originarios (Gómez y Toresani, 1999). En la actualidad, en la provincia de Buenos Aires, las mayores extensiones utilizadas con ganadería están dedicadas a la cría extensiva de bovinos, mientras que son producciones intensivas los *feedlots* de vacunos, también criaderos de aves y cerdos (Viglizzo *et al.*, 2011).

La actividad agropecuaria origina desechos que afectan los cuerpos de agua: ingreso de residuos generados a partir de fuentes puntuales de procesos propios de la actividad. Muchos de esos detritos son vertidos directamente a los cuerpos de agua cercanos, originando impactos en esos sitios. También es importante la contaminación difusa, como consecuencia de la lixiviación y escorrentía superficial, fenómenos que transportan materiales como restos de plaguicidas y fertilizantes, sedimentos inorgánicos, materia orgánica, así como nutrientes aportados por el ganado (Hooda *et al.*, 2000).

La gran expansión de la agricultura y la intensificación de la ganadería en la región pampeana, como producto de las nuevas tecnologías de producción, ha provocado cambios muy importantes en el uso de los suelos. La cría extensiva de ganado vacuno se ha desplazado hacia zonas con menor aptitud agrícola, como es el caso de los suelos hidromórficos, próximos a los cursos de agua (Hooda *et al.* 2000; Reboratti 2010; Viglizzo *et al.*, 2011).

La ganadería extensiva produce además modificaciones tanto de las márgenes como de los cauces, así como a causa del ingreso de orina y fecas; alteración de la biota acuática y ribereña (Hooda *et al.* 2000; Lanson *et al.* 2009; Viglizzo *et al.* 2011; Vilches 2012).

Las perturbaciones se manifiestan en los casos de sobrepastoreo en zonas ribereñas, causando el deterioro de la estructura del suelo adyacente y la vegetación, calidad del agua, morfología del cauce y la hidrología de los ríos y arroyos (Trimble y Mendel 1995; Middleton, 2010). De acuerdo a Middleton (2010), el ganado vacuno defeca en promedio más de 12 veces al día. Cuando tienen acceso a cuerpos de agua superficiales para beber, estos animales producen sus deposiciones el 11% del tiempo en el agua. Esas fecas contienen altos niveles de nitrógeno y fósforo: 0,34 y 0,092

kg/1000 kg de animal vivo por día, respectivamente. El ingreso de esos nutrientes modifica la calidad del agua, lo que es comúnmente citado como impacto negativo (Vilches, 2012).

La magnitud de la contaminación difusa que ingresa en los arroyos, a causa de la actividad ganadera extensiva depende del manejo que se realice de los lotes adyacentes a los arroyos. Además, la presencia permanente y sin exclusión del ganado producen un ingreso continuo de nutrientes y material particulado a los arroyos, independientemente de los episodios de llegada de materia asociados a las lluvias. (Withers y Jarvie, 2008; Giorgi obs. personal). Al mismo tiempo, el ganado vacuno puede actuar como un agente de degradación del área ribereña de los arroyos mediante sobrepastoreo y pisoteo, los que producen alteraciones de la vegetación y compactación del suelo. También producen cambios en la morfología de los cauces, debido a que se intensifican los procesos erosivos, aumentando la cantidad de sedimentos que ingresan a ellos (Sekely *et al.*, 2002; Vidon *et al.*, 2008). Como resultado, el cauce se deforma, provocando arroyos más anchos y menos profundos en una primera etapa y luego tan solo áreas levemente deprimidas donde circulan pocos centímetros de agua (Herbst *et al.*, 2012).

Uno de los impactos de la actividad ganadera es el incremento de la heterotrofia en los cuerpos de agua, en los que además aumentan la turbidez y la conductividad, las concentraciones de compuestos nitrogenados y fosforados. Estos impactos traen como consecuencia una aceleración del consumo de esos materiales, afectando así los procesos ecológicos y en particular los de descomposición, los cuales a su vez tendrán un efecto tanto en la estructura como en el funcionamiento de las comunidades microbianas asociadas (Steinman y Mc Intire 1990, Hooda *et al.* 2000).

El objetivo de este capítulo fue evaluar el efecto de impactos producidos por la ganadería extensiva sobre los hifomicetes, teniendo en cuenta su presencia y riqueza de especies en el plancton y su relación con variables ambientales, así como la estructura de los ensambles de descomponedores, la esporulación y las actividades enzimáticas extracelulares fosfatasa alcalina, β -glucosidasa y celobiohidrolasa, producidas por hongos y otros microorganismos.

4.2. MATERIALES Y MÉTODOS

4.2.1. Sitios de estudio

La evaluación de los efectos de la presencia/ausencia de actividad ganadera se realizó en tramos de 16 arroyos; ocho de ellos presentaron sitios donde se constató la presencia de vacunos, con áreas de pastoreo en los márgenes e indicios de ingreso de los animales a los cuerpos de agua, con orillas erosionadas por pisoteo y otras características comentadas previamente (Figura 4.1). Los tramos de los ocho arroyos restantes se ubicaron en zonas rurales con ausencia de ganadería y áreas *buffer* mayores a 25 metros (Figura 4.1). Los tramos con ausencia de ganado tampoco tuvieron cultivos en sus proximidades.

Estos tramos no presentaron evidencia de ser afectados por otros tipos de impacto estudiados en este trabajo, sus riberas carecieron de vegetación arbórea invasora y se ubicaron en zonas rurales, alejados de centros urbano-industriales.



Figura 4.1. izq- Tramo impactado por actividad ganadera en el arroyo Durazno Chico. Se observa presencia de algunos animales en el fondo y signos de modificaciones en las riberas por pastoreo y pisoteo. b- tramo no impactado del arroyo Botija.

Tramos impactados por ganadería:

- *Arroyo La Choza tramo impactado por ganadería (La Choza 0)*: El arroyo La Choza nace en localidad de General Las Heras y desemboca en la represa Ing. Roggero. Tiene una longitud aproximada de 40 km. El tramo se ubicó cerca de las nacientes, presenta barrancas poco pronunciadas y márgenes conservados, el área *buffer* de ambos márgenes es aproximadamente 10 metros. El sustrato del arroyo es arcilla con sedimentos. El agua muy turbia. La vegetación ribereña presentó predominio de juncos y gramíneas.

- *Arroyo Nutrias*: Tiene sus nacientes en la localidad de Mercedes y desemboca en el arroyo La Choza. Con una longitud aproximada de 15 km, forma parte de la cuenca alta del río De La Reconquista. Presenta barrancas pronunciadas y poco conservadas, producto de modificaciones del cauce por canalización. El área *buffer* de ambos márgenes es nula. El sustrato del arroyo es arcilla y el agua es muy turbia. En las riberas predominan gramíneas y juncos. Hay presencia de *Distichlis* sp. que se asocia con suelos poco estructurados y con mucho sodio.

- *Arroyo Durazno Chico, tramo impactado por ganadería (Durazno chico I)*: El arroyo Durazno Chico tiene sus nacientes en la localidad de Las Heras y desemboca en el arroyo Durazno, formando parte de la cuenca alta del río de la Reconquista. Este tramo presenta márgenes poco pronunciados, con evidencia de una antigua canalización. El sustrato del arroyo es tosca cubierta con sedimentos y el agua es turbia. Posee vegetación herbácea en sus riberas, con predominio de gramíneas cespitosas, cortaderas y juncos, la actividad ganadera es de alta intensidad (Vilches, 2012)

- *Arroyo De la Cruz, tramo con impacto por ganadería (De la Cruz 0)*: Tiene sus nacientes en la localidad de Luján. Con una longitud aproximada de 60 km, desemboca en el río Paraná de Las Palmas. Posee márgenes poco pronunciados con evidentes signos de canalización y vegetación herbácea en sus riberas con predominio de juncos y gramíneas. El sustrato del arroyo es arcilla con sedimentos. El agua es muy turbia.

- *Arroyo Langueyú*: Tiene sus nacientes en la localidad de Tandil y desemboca en el río Salado. Con una longitud aproximada de 50 km forma parte de la cuenca alta del mencionado río. Las barrancas son pronunciadas y conservadas. La vegetación ribereña presenta predominio de gramíneas, sin presencia de árboles. El sustrato del arroyo es tosca. El agua es turbia.

- *Arroyo Nieves*: Tiene sus nacientes en la localidad de Azul y desemboca en el arroyo Tapalqué. Con una longitud aproximada de 20 km forma parte de la cuenca alta del mencionado río. Posee barrancas poco pronunciadas y vegetación ribereña con predominio de gramíneas. El sustrato del arroyo presenta tosca con sedimentos. El agua es turbia.

- *Arroyo Tiempo Perdido*: Tiene sus nacientes en las proximidades de la localidad de Tapalqué y desemboca en el arroyo Tapalqué. Con una longitud aproximada de 20 km, forma parte de la cuenca alta del mencionado río. Las barrancas son pronunciadas. En las riberas la vegetación está compuesta principalmente por gramíneas. El sustrato del arroyo es tosca. El agua es poco turbia.

- *Arroyo Laprida*: Tiene sus nacientes en la localidad de Arrecifes y desemboca en el río Ramallo. Con una longitud aproximada de 30 km forma parte de la cuenca baja del mencionado río. Presenta barrancas pronunciadas. Vegetación ribereña con predominio de gramíneas. El sustrato del arroyo es tosca. El agua es poco turbia.

Tramos no impactados:

- *Arroyo morales tramo rural (Morales NI)*: Tiene sus nacientes en la localidad de Las Heras y desemboca en el río Matanza-Riachuelo. Con una longitud aproximada de 30 km forma parte de la cuenca alta de dicho río. Posee barrancas poco pronunciadas y un área *buffer* de 100 metros. Vegetación ribereña con predominio de cortaderas y otras gramíneas. El sustrato del arroyo es tosca. El agua es poco turbia.

- *Arroyo Durazno Chico tramo rural (Durazno chico NI)*: Tiene sus nacientes en la localidad de Las Heras. Con una longitud aproximada de 10 km, desemboca en el arroyo Durazno. Tiene barrancas poco pronunciadas y un área *buffer* de 30 metros, con predominio de gramíneas y juncos. El sustrato del arroyo es tosca. El agua es poco turbia.

- *Arroyo Durazno*: Tiene sus nacientes en la localidad de Las Heras, con una longitud aproximada de 40 Km, desemboca en la represa Ing. Roggero. Tiene barrancas, con evidencia de una antigua canalización y un área *buffer* de 25 metros. Presenta vegetación herbácea en sus riberas con predominio de gramíneas y juncos. El sustrato del arroyo es tosca. El agua es poco turbia.

- *Arroyo Los Sauces*: Tiene sus nacientes en la localidad de San Andrés de Giles. Con una longitud aproximada de 15 Km, desemboca en arroyo De la Cruz. Sus márgenes son pronunciados, con área *buffer* de 50 metros. Predominio de vegetación

herbácea en sus riberas que incluyen gramíneas y juncos. El sustrato del arroyo es tosca. El agua es clara.

- *Arroyo Vagues*: Tiene sus nacientes en la localidad de San Andrés de Giles y desemboca en el río Areco. Con una longitud aproximada de 20 km, forma parte de la cuenca media del mencionado río. Presenta barrancas poco pronunciadas y poco conservadas, producto de modificaciones del cauce por canalización. El área *buffer* de ambos márgenes es de aproximadamente 25 metros. Vegetación ribereña con predominio de cortaderas, otras gramíneas y dicotiledóneas herbáceas. El sustrato del arroyo es tosca. El agua es turbia.

- *Arroyo Botija*: Tiene sus nacientes en la localidad de Pergamino y desemboca en el río Arrecifes. Con una longitud aproximada de 50 km, forma parte de la cuenca alta del mencionado río. Posee barrancas pronunciadas y un área *buffer* de aproximadamente 25 metros. Vegetación ribereña con predominio de gramíneas. El sustrato del arroyo es tosca y limo. El agua es poco turbia.

- *Arroyo De los Sauces*: Tiene sus nacientes en la localidad de Rojas. Con una longitud aproximada de 50 km, vuelca sus aguas en el Río Arrecifes. Presenta márgenes muy pronunciados y gran cantidad de macrófitas, área *buffer* de aproximadamente 50 metros. Vegetación ribereña herbácea con predominio de gramíneas. El sustrato del arroyo es tosca con mucho sedimento. El agua es turbia.

- *Arroyo Helves*: Tiene sus nacientes en la localidad de Capitán Sarmiento. Con una longitud aproximada de 50 km, desemboca en el Río Arrecifes. Posee márgenes pronunciados y área *buffer* de 30 metros. Vegetación herbácea en sus riberas con predominio de gramíneas. El sustrato del arroyo es tosca. El agua es clara.

Con la finalidad de evaluar los efectos de la presencia/ausencia de ganadería sobre los ensambles de hifomicetes presentes en los cursos de agua de la región, se contrastaron y analizaron distintos parámetros a través de muestreos en el campo y la realización de experimentos combinados. Parte de los procedimientos se realizaron *in situ* y culminaron con la aplicación de distintas técnicas en el laboratorio.

Los procedimientos generales y los muestreos de micoplancton se detallaron en el capítulo II.

4.2.2. Descomposición de hojarasca

Los experimentos de descomposición de hojas de álamo, se llevaron a cabo en dos tramos de los arroyos Durazno Chico, Morales y Nutrias. Los procedimientos se realizaron según lo mencionado en la metodología general (ítem 2.5). Las bolsas con el sustrato fueron puestas por triclicado, en cada tramo y se retiraron de cada arroyo a los 15, 43, 86 y 126 días.

4.2.3. Hifomicetes descomponedores de hojarasca

Se realizó un experimento de esporulación de hifomicetes descomponedores, en hojas de álamo, acacia negra y cebadilla criolla en el arroyo Durazno Chico. Los procedimientos se realizaron según lo mencionado en la metodología general (ítem 2.6). Los tramos (impactado y no impactado) fueron los mismos en los que se realizó el experimento de descomposición. Las bolsas fueron puestas en cada tramo y se retiraron a los 19, 42 y 80 días.

4.2.4. Análisis de actividades enzimáticas extracelulares

La medición de actividades enzimáticas, fosfatasa alcalina, β -glucosidasa y celobiohidrolasa, se realizó en los mismos tramos del arroyo Durazno Chico en los que se llevaron a cabo los ensayos mencionados antes. Los procedimientos se realizaron de acuerdo al ítem 2.7. El período de colonización de la hojarasca en el arroyo fue de 19 días.

4.2.5. Análisis estadísticos

Las comparaciones de las variables descriptivas se realizaron según lo mencionado en el ítem 2.9.2.

Las asociaciones entre las variables de caracterización de los tramos y los ensambles de hifomicetes en el plancton se realizaron con los parámetros OD; SatOD; fosfatos; nitratos; nitritos; ácidos húmicos; PSO; PSI y la variable categórica P/A gan (presencia o ausencia de ganado), que se seleccionaron de acuerdo a su representatividad e importancia en la descripción de las condiciones ambientales y permitieron analizar de forma adecuada el efecto de este impacto.

Dicha selección se basó en varios criterios: en primer lugar, el número máximo de variables posibles de utilizar en los análisis de factorización (ACP), debe ser inferior

a la mitad de los casos estudiados, por lo cual, al haber 16 tramos, se seleccionaron ocho variables. Entre las opciones posibles se prefirió aquellas que de acuerdo a la bibliografía representarían mayor influencia de la actividad ganadera y un posible efecto sobre los hongos ingoldianos (Solé *et al.*, 2008; Krauss *et al.*, 2011; Vilches, 2012; Pietryczuk *et al.*, 2018):

- Concentración de oxígeno disuelto, por su influencia sobre la disponibilidad de este compuesto para estos organismos que son estrictamente aeróbicos.
- Porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, parámetro asociado a la presencia de organismos autótrofos que pueden influir en el desarrollo de algunas especies de hongos ingoldianos.
- Sólidos en suspensión (PSO y PSI), que se asocian con la erosión del suelo y el incremento de su ingreso a los cuerpos de agua por escorrentía.
- Nutrientes (fosfatos, nitratos y nitritos), parámetros asociados con la eutroficación de los cursos de agua y la abundancia de hongos ingoldianos. El amonio no fue incluido en los análisis, dado que no se encontró una transformación que posibilite la distribución normal de los datos.
- Ácidos húmicos, pueden reflejar un proceso erosivo.

Las asociaciones entre los tramos impactados y no impactados, según la presencia/ausencia de especies en el micoplancton se realizaron mediante análisis de clasificación, con matrices de distancia euclídea utilizando el método de Ward. Las relaciones entre las variables de caracterización de los tramos y estos mismos parámetros se evaluaron con análisis de escalamiento óptimo.

Las relaciones entre las variables ambientales y la riqueza de especies en el micoplancton se analizaron con modelos de regresión lineal múltiple (modelos lineales generalizados con distribución normal), lo que permitió contrastar y predecir acerca de las asociaciones entre esos parámetros. Para la riqueza de *Tetracladium* se utilizó un modelo con distribución de Poisson con enlace de logaritmo. En ambos casos los predictores utilizados fueron combinaciones lineales de las variables originales (factores), extraídos mediante análisis de componentes principales y el predictor categórico P/A Gan (presencia/ausencia de ganado).

El cumplimiento de los supuestos de los análisis de factorización, escalamiento óptimo y generación de modelos se verificaron mediante pruebas de hipótesis específicas para cada tipo de análisis y/o herramientas gráficas. Para detectar posibles correlaciones entre la variable categórica y los componentes extraídos en el ACP, previo

a la realización de los modelos de regresión, se realizó una prueba *t* de Student comparando las variaciones de los factores en los tramos con presencia o ausencia de ganadería. De esa forma, al resultar no significativa dicha prueba, fue eliminada la posibilidad de correlaciones entre las variables cuantitativas y cualitativas, lo cual, tal como se mencionó anteriormente, es condición necesaria para la realización de los modelos.

Para la selección de las variables predictoras en las regresiones se utilizó el método de generación de modelos de mejores subconjuntos, mediante el criterio de información de Akaike (AIC), el cual utiliza la menor cantidad de variables (principio de parsimonia) y mayor precisión (bondad de ajuste) y a través de un algoritmo calcula un valor que define los modelos.

La factorización de las variables de caracterización de los tramos, permitió eliminar las posibles correlaciones (requisito necesario para poder incluirlas en los análisis de regresión) y sintetizar la información de las mismas en pocos factores, los que se utilizaron como variables predictoras en los modelos mencionados. A su vez, con el objetivo de minimizar las cargas altas de variables en cada factor, y simplificar la interpretación de los componentes, se realizó una rotación de normalización Varimax con el método de Kaiser, para la extracción de los mismos.

Para detectar posibles correlaciones entre las variables categóricas y los componentes extraídos, se realizaron pruebas *t* de *Student* comparando las variaciones de los factores en los tramos con presencia o ausencia de la actividad que genera el impacto.

4.3. RESULTADOS

4.3.1. Caracterización de los tramos

Los resultados de los parámetros de calidad del agua de cada uno de los tramos de arroyos estudiados se presentan en el Anexo 1. Para verificar la distribución normal de las variables se realizó la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk. Aquellas que no resultaron normales fueron transformadas y luego sometidas al mismo test verificando su distribución normal. Las comparaciones entre los tramos en relación con los parámetros se realizaron mediante el T test, lo que arrojó que la única variable que presentó diferencias significativas entre los tramos fue la temperatura ($p < 0,05$).

En todos los casos, la profundidad media fue menor a 0,5 m, el ancho medio fue variable, con valores desde 2,3 m hasta 5,8 metros. La velocidad del agua y el caudal presentaron valores bajos (menores a 0,5 m/s y m³/s, respectivamente) propios de los ambientes de la región.

En los tramos impactados por actividad ganadera, el rango de variación del pH fue cercano a la neutralidad, con valores levemente alcalinos en la mayoría de los casos. El OD varió entre 6,18 mg/l en Durzano Chico I y 11,62 mg/l en Tiempo Perdido, único tramo donde además se observó sobresaturación. La conductividad eléctrica presentó valores altos con un rango de variación desde 503 µS/cm (arroyo Nieves) a 1183 µS/cm (arroyo Langueyú). La temperatura fluctuó entre 9,8 °C (Langueyú) y 16,9 °C (Laprida), registros típicos de los períodos en que se realizaron los muestreos (desde abril hasta octubre). Los nutrientes fueron muy variables, el fosfato osciló entre 0,01 mg/l y 0,21 mg/l; el amonio, entre 0 y 474,08 µg/l; los nitratos entre 0,002 mg/l y 0,2 mg/l y los nitritos, entre 0,0014 y 0,078 mg/l. Los ácidos húmicos tuvieron una absorbancia mínima de 0,005 en el arroyo Laprida y máxima de 0,45 en Durazno Chico I. El material particulado en suspensión presentó una variación marcada con valores extremos de 17,4 mg/l y 172 mg/l. Los porcentajes de materia orgánica e inorgánica también fueron muy variables.

En los tramos no impactados, el pH fluctuó entre 7,53 y 8,17. El OD entre 8,8 y 11,5 mg/l y la mitad de los tramos presentaron sobresaturación. La conductividad eléctrica fue alta, con un rango de variación desde 682, hasta 1890 µS/cm. La temperatura media fue de 15 °C y osciló entre 9,8 °C y 16,9 °C, valores típicos de los períodos en que se realizaron los muestreos (desde abril hasta octubre). Los nutrientes fueron muy variables, las concentraciones de fosfatos variaron entre 0,07 mg/l y 0,51 mg/l; el amonio, entre 0 y 681 µg/l; los nitratos entre 0,016 mg/l y 1,6 mg/l y los nitritos, entre 0,0026 y 0,215 mg/l. Los ácidos húmicos fluctuaron entre 0,003 y 0,3. El material particulado en suspensión fue muy dispar entre los tramos, con valores extremos de 19,2 mg/l y 143 mg/l. Los porcentajes de materia orgánica e inorgánica también fueron muy variables.

En la Tabla 4.1 se presentan los valores medios y desvíos estándar de los distintos parámetros de calidad del agua de ambos tipos de tramo (impactado y no impactado); los datos individuales se incluyen en el Anexo 1. El oxígeno disuelto, la conductividad y los nutrientes, presentaron valores menores en los tramos impactados.

A diferencia de ello, los ácidos húmicos y las variables relacionadas con el material particulado en suspensión presentaron valores medios mayores en estos tramos.

Tabla 4.1. Valores medios y desvíos estándar (n=16) de las variables medidas en los distintos tramos impactados y no impactados.

Parámetro	Tramos impactados		Tramos no impactados	
	Media	desvío	Media	desvío
Profundidad (m)	0,30	0,11	0,35	0,21
Ancho (m)	4,04	1,12	3,47	1,73
Velocidad (m/s)	0,14	0,18	0,16	0,13
Caudal (m ³ /s)	0,09	0,12	0,13	0,12
pH	7,8	0,54	7,8	0,24
[OD] (mg/l)	9,25	1,89	9,95	0,93
Saturación OD (%)	86,4	19,3	100,1	9,81
Conductividad (µS/cm)	798	212	1100	412
Temperatura (°C)	12,7	2,49	15,5	1,68
Fosfatos (mg/l)	0,11	0,05	0,24	0,18
Amonio (µg/l)	79,25	161,2	109,4	232
Nitratos (mg/l)	0,09	0,08	0,38	0,52
Nitritos (mg/l)	0,025	0,025	0,07	0,06
Ácidos Húmicos ($\lambda=365$)	0,22	0,16	0,09	0,11
PST (mg/l)	63,3	65,4	59,8	44,9
PSO (mg/l)	13,1	9,67	12,2	8,25
PSI (mg/l)	50,2	56,1	47,6	37
MO (%)	27,6	7,65	25,6	12,4
MI (%)	72,4	7,65	74,4	12,4

4.3.2. Análisis de parámetros del micoplancton

4.3.2.1. Presencia de especies

Se observaron conidios de un total de 46 especies de hifomicetes en el plancton de los arroyos con impacto por actividad ganadera y en los tramos no impactados (Tabla 4.2).

En todos los casos, se registraron hongos ingoldianos y algunos de hábitos terrestres, a excepción del arroyo La Choza donde sólo se registraron los últimos.

En los sitios no impactados hubo mayor número de especies. Los arroyos Morales, Botija, De los Sauces, Helves y el tramo no impactado de Durazno Chico superaron las 20 especies de hongos ingoldianos.

Los tramos con influencia de actividad ganadera tuvieron pocas especies, en todos los casos menores a 11. Los sitios La Choza 0 y Nutrias presentaron los valores menores, mientras que los mayores se registraron en Tiempo Perdido y Laprida. Este último arroyo fue el que tuvo mayor cantidad de hongos ingoldianos en los tramos impactados por ganadería.

Los conidios fueron predominantemente de formas sigmoideas y tetrarradiadas con gran abundancia de *Alatospora acuminata*, *Amniculicola longissima*, *Anguillospora pseudolongissima*, *Aquanectria penicillioides*, *Camposporium pellucidum*, *Mycocentrospora acerina*, *Nakataea sigmoidea*, *Sigmoidea prolifera*, *Tetracladium breve*, *T. marchalianum*, *T. setigerum* y *Trichocladium angelicum*, las que además resultaron las especies más frecuentes (registradas en más del 25 % de las muestras).

Alternaria estuvo presente en todos los cursos de agua. Este organismo es muy común en ambientes terrestres y en este trabajo se lo encontró en todos los sitios estudiados, incluyendo los tramos no impactados y con otros tipos de impacto, lo que se detalla más adelante.

Tabla 4.2. Hifomicetes observados en el plancton de los arroyos impactados y no impactados.

La X indica los sitios donde fueron registradas en cada muestreo. 1 a 16: tramos de los arroyos:

1-La Choza; 2- Nutrias; 3- De la Cruz; 4- Langueyú; 5- Nieves; 6- Tiempo Perdido; 7- Laprida;

8- Durazno Chico I; 9- Durazno Chico NI; 10- Morales; 11- Durazno; 12- Los Sauces; 13-

Vagues; 14- Botija; 15- De los Sauces; 16- Helves.

ESPECIE	TRAMOS IMPACTADOS								TRAMOS NO IMPACTADOS							
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
<i>Alatospora acuminata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	X	X	-	X	-
<i>Alatospora pulchella</i>	-	-	-	X	-	-	X	-	-	-	-	-	-	X	-	-
<i>Alternaria</i> spp.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Amniculicola longissima</i>	-	-	-	-	-	-	X	-	X	X	-	X	X	-	X	X
<i>Anguillospora furtiva</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X
<i>Anguillospora rosea</i>	-	-	-	-	-	-	X	-	X	-	-	-	-	X	X	X
<i>Anguillospora pseudolongissima</i>	-	-	-	-	-	X	X	-	X	X	X	X	X	-	-	X
<i>Aquanectria penicillioides</i>	-	-	X	X	-	X	-	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Articulospora tetracladia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-
<i>Beltrania rhombica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X
<i>Camposporium pelucidum</i>	-	-	-	-	-	X	-	-	X	X	X	X	X	-	-	X
<i>Campylospora chaetocladia</i>	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Crucella subtilis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-
<i>Curvularia</i> sp.	-	X	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X
<i>Dactylella attenuata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-
<i>Dactylella submersa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-
<i>Diplocradiella scalaroides</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	X	-	-
<i>Drechslera</i> sp.	X	-	X	X	-	X	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Flabellospora amphibia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	X	X
<i>Flagellospora curvula</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X	X	-	-
<i>Helicosporium</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X	-	X	X
<i>Lemoniera aquatica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-
<i>Lemoniera pseudofloscula</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	X	-	-
<i>Lemoniera filiformis</i> .	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-
<i>Lunulospora curvula</i>	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X	-	X	X	-	-	-
<i>Lunulospora cymbiformis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-
<i>Mycocentrospora acerina</i>	-	-	-	X	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	X	X
<i>Mycocentrospora</i> sp.	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	X
<i>Nakataea sigmoidea</i>	X	-	-	X	-	-	X	X	X	-	X	-	-	X	X	-
<i>Neotorula aquatica</i>	-	X	X	X	-	X	-	-	X	-	-	-	-	X	-	X
<i>Papulaspora sepedonioides</i>	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-
<i>Porocladium aquaticum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-
<i>Sigmoidea prolifera</i>	-	-	X	-	X	X	-	-	-	-	-	X	X	X	X	X
<i>Tetrachaetum elegans</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	X	X	-
<i>Tetracladium breve</i>	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X	X	X	X	X	X	X
<i>Tetracladium furcatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	X	-	-	X	X	-
<i>Tetracladium marchalianum</i>	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	X	X	X	X	X	X
<i>Tetracladium Palmatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tetracladium apiense</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	X	X	-
<i>Tetracladium setigerum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Tetraploa aristata</i>	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X	-	-	-	X	X	-
<i>Trichocladium angelicum</i>	-	-	-	X	X	X	-	X	-	-	X	X	-	X	X	X
<i>Tricladium angulatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-
<i>Tricladium castaneicola</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-
<i>Trinacrium incurvum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X
<i>Triscelophorus deficiens</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-

Con el objetivo de evaluar el efecto de la actividad ganadera sobre los distintos parámetros del micoplancton (P/A de especies; riqueza de hongos ingoldianos, de hifomicetes totales y del género *Tetracladium*), se realizaron análisis en los que se asociaron las variables de caracterización de los tramos con impacto por ganadería y los sitios no impactados:

- Análisis de similitud entre los tramos

Para la realización de los análisis de similitud entre los tramos según la presencia de especies en el micoplancton, se seleccionaron aquellos hongos ingoldianos que se observaron con mayor frecuencia: *A. acuminata*; *A. longissima*; *A. pseudolongissima*; *C. pelucidum*; *A. penicillioides*; *Mycocentrospora acerina*; *N. sigmoidea*; *Sigmoidea prolifera*.; *T. breve*; *T. marchalianum*, *T. setigerum* y *Trichocladium angelicum*.

Los patrones de agrupamiento de los tramos, de acuerdo con su similitud en relación a la presencia de las distintas especies observadas, se estudiaron mediante un análisis de clasificación con matrices de distancia euclídea (DE) utilizando el método de Ward. El dendrograma obtenido se combinó con un mapa de distribución geográfica, y de esa forma se analizaron las semejanzas en cuanto a la P/A de especies, en conjunto con su distribución en el área de estudio (Figura 4.2).

El dendrograma presenta dos conjuntos muy separados entre sí (DE= 25); el menor comprendió a siete tramos, todos pertenecientes a sitios con actividad ganadera (línea roja), mientras que la otra agrupación, presentó los nueve tramos restantes, e involucró a todos los sitios no impactados y al arroyo Laprida, el que tuvo impacto ganadero. Este último en particular, fue el que presentó la mayor riqueza de especies de hongos ingoldianos en los tramos impactados.

En ambos conglomerados se observaron agrupaciones menores:

1- Los tramos ganaderos se subdividieron en tres grupos (DE= 6). El primero de ellos contuvo los sitios De la Cruz, Nieves y Tiempo Perdido, los dos últimos se ubicaron próximos a nivel geográfico y formaron un subgrupo con DE= 3 (línea y círculo azul) y DE= 4 respecto del arroyo De la Cruz. El segundo grupo de arroyos ganaderos involucró a Durazno Chico I y Langueyú, los que se ubican geográficamente muy distantes.

En el tercer conjunto se ubicaron los tramos La Choza 0 y Nutrias, muy cercanos en cuanto a similitud de P/A de especies (DE= 1), así como en su ubicación geográfica y pertenencia a la misma cuenca hidrológica. Además de ello, esos dos arroyos

coincidieron en presentar el menor número de especies entre los tramos analizados (línea y círculo negro).

2 - La agrupación con los tramos de referencia y el arroyo Laprida, se subdividió a $DE=10$ en dos conjuntos de tres y seis arroyos. En el primer caso, los tramos Helves, Botija y de los Sauces con $DE= 4$, son todos próximos a nivel geográfico y ubicados en el extremo noroeste del área de estudio (línea y círculo verde). Estos arroyos, además presentaron las mayores riquezas de especies de todos los tramos analizados en esta parte del trabajo.

El conjunto con los arroyos de referencia restantes y el tramo ganadero Laprida, se separaron a $DE= 8$ formando dos agrupaciones; una con los tramos Los Sauces y Vagues, muy similares en relación a la P/A de especies y muy cercanos a nivel geográfico, y otra en la que se observó una separación del arroyo Laprida a $DE= 6$, del conjunto con los tramos Durazno Chico II, Morales II y Durazno I. Finalmente, los dos últimos se agruparon a $DE=3$, separados de Durazno Chico II a $DE=4$.

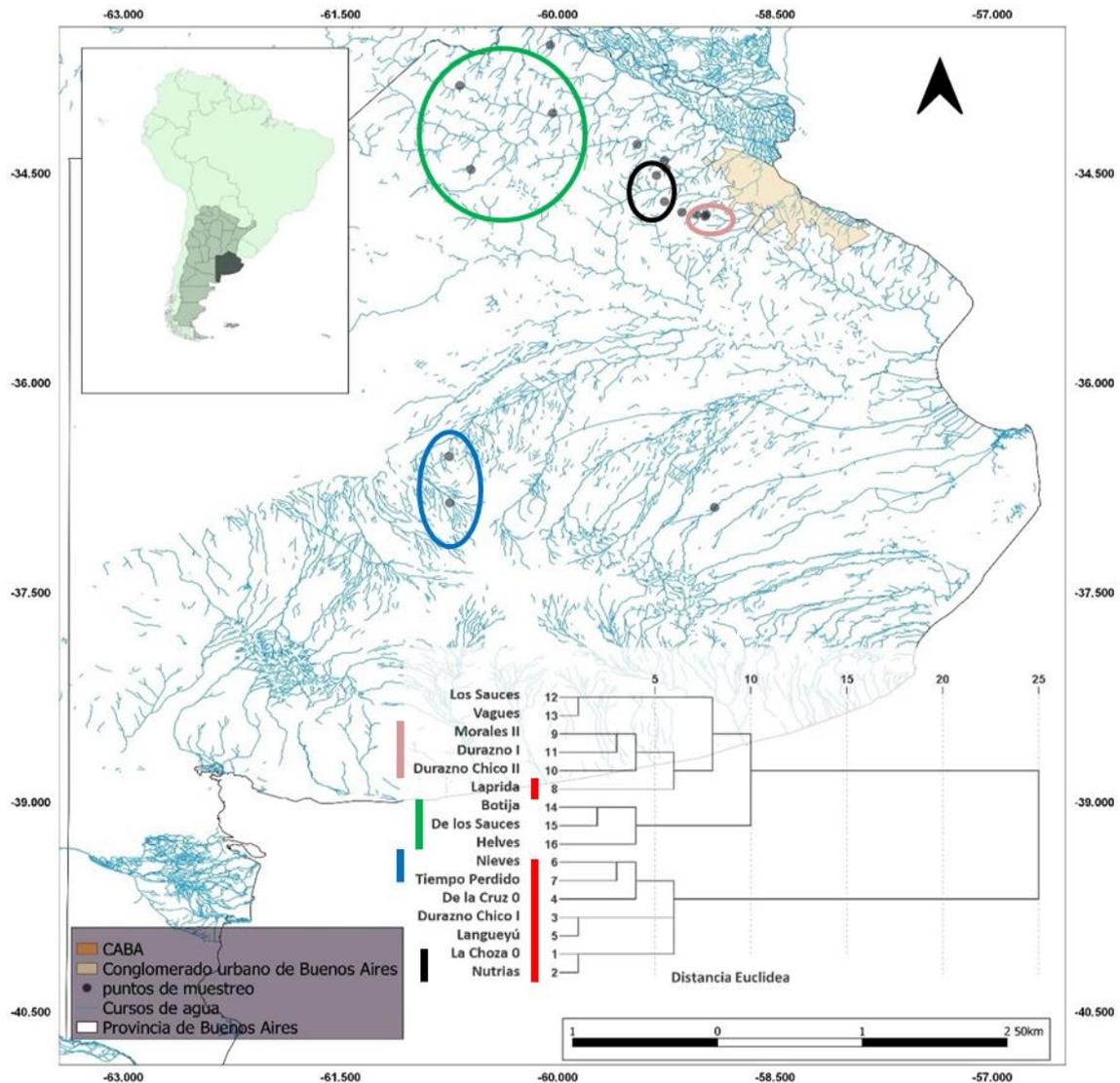


Figura 4.2. Ubicación en la provincia de Buenos Aires de los tramos de arroyos estudiados en este capítulo y dendrograma de clasificación de los tramos de acuerdo a la presencia y ausencia de especies de hongos ingoldianos. Los círculos y líneas de colores indican las agrupaciones de mayor importancia. La línea roja indica los tramos impactados por ganadería.

- Asociación entre la presencia de especies y las variables ambientales

La relación entre los parámetros de caracterización de los tramos y la presencia de las especies mayoritarias en el plancton, se realizó mediante análisis de escalamiento óptimo. Las variables ambientales que se utilizaron (OD; SatOD; fosfatos; nitratos; nitritos; ácidos húmicos; PSO; PSI y P/A ganado) fueron discretizadas y se analizaron sus relaciones con la presencia de las doce especies más frecuentes.

Los resultados muestran que los dos primeros ejes canónicos presentaron un buen valor de ajuste (1,587), el primer eje (autovalor 0,920) explica el 46 % de la varianza de total. El segundo eje canónico explica el 33,2% restante (autovalor= 0,664).

Los valores de pérdida del conjunto con las variables cuantitativas fueron menores al 12,5 % y en el caso de la categórica fue cercano a 0, por lo que la escala asociada a las variables es adecuada.

En la Figura 4.3 se representan gráficamente las asociaciones entre las variables correlacionadas que conformaron cada una de las dimensiones; los valores de cada uno de los coeficientes se incluyen en el Anexo 2. El eje canónico 1 se relacionó positivamente con la presencia de todas las especies. Se presentaron asociaciones con correlaciones altas (mayores a 0,5) de las tres especies de *Tetracladium*. Las otras tres especies fuertemente correlacionadas con este eje fueron *Alatospora acuminata*, *Aquanectria penicillioides* y *Camposporium pelucidum*. Las variables ambientales asociadas fuertemente fueron los nitratos y nitritos (correlación positiva); la actividad ganadera y los ácidos húmicos (correlación negativa) y de forma menos significativa, los fosfatos y la SatOD, ambos con relaciones positivas.

El eje canónico 2 presentó una relación negativa fuerte con *A. pseudolongissima* (-0,509) y menos significativa con *Mycocentrospora acerina* y *T. angelicum*, en ambos casos positiva. Las asociaciones con las variables ambientales resultaron menores; las más importantes fueron OD (0,464) y nitritos (0,463).

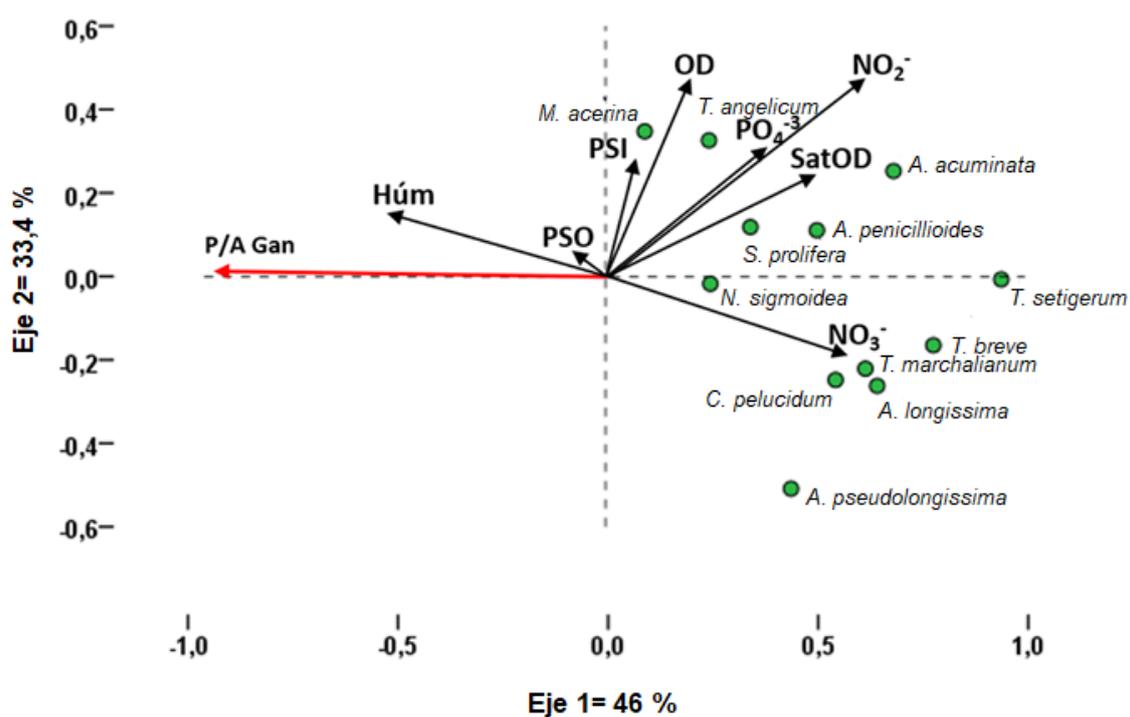


Figura 4.3. Representación de las asociaciones entre las variables ambientales (flechas) y la presencia de las especies más frecuentes en los arroyos (círculos verdes), en el análisis de escalamiento óptimo. P/A gan es la variable categórica que indica presencia o ausencia de ganado en los tramos (flecha roja).

4.3.2.2. Riqueza de especies

En cada uno de los sitios, se cuantificó la riqueza de especies por tramo como el número total de hifomicetes acuáticos (S_hifo), el número de especies de hongos ingoldianos (S_ingo) y del género *Tetracladium* (S_Tetr) registrados en cada tramo (Tabla.4.3).

Tabla 4.3. Riqueza de especies de hifomicetes totales (S_hifo), hongos ingoldianos (S_ingo) y del género *Tetracladium* (S_Tetr) en cada uno de los tramos de arroyos estudiados en este capítulo.

Arroyo	S_hifo	S_ingo	S_Tetr
La Choza 0	3	1	0
Nutrias	3	0	0
Durazno Chico I	6	5	1
De la Cruz 0	6	3	0
Langueyú	9	7	0
Nieves	4	3	0
Tiempo Perdido	11	8	0
Laprida	11	9	2
Morales II ruta6	21	16	2
Durazno chico II	13	10	4
Durazno I	16	14	4
Los sauces	14	13	3
Vagues	17	15	4
Botija	23	18	5
De los Sauces	26	24	6
Helves	22	17	3

Para evaluar el afecto de la actividad ganadera sobre los parámetros de riqueza de especies en el micoplancton, se realizaron distintos análisis comparando los tramos impactados con los no impactados.

Los tres parámetros de riqueza de especies presentaron valores significativamente mayores en los tramos no impactados ($p < 0,05$). En la Figura 4.4 se esquematizan los promedios y desvíos estándar de la riqueza de especies para cada parámetro analizado, hifomicetes totales, hongos ingoldianos y especies de *Tetracladium*, (género que presentó la mayor riqueza de especies). Valores altos de estos parámetros se correspondieron con los sitios no impactados y lo opuesto sucedió en los tramos impactados.

En el caso del total de hifomicetes, la media fue de 19 especies en los tramos no impactados y 6-7 en los impactados. Los hongos ingoldianos presentaron valores levemente inferiores a los hifomicetes totales, lo que sucedió en ambos tramos. La riqueza de especies del género *Tetracladium*, fue en promedio tres veces superior en los tramos no impactados, donde se observó una gran cantidad de estos organismos en la mayoría de los casos, lo que no sucedió en los tramos impactados.

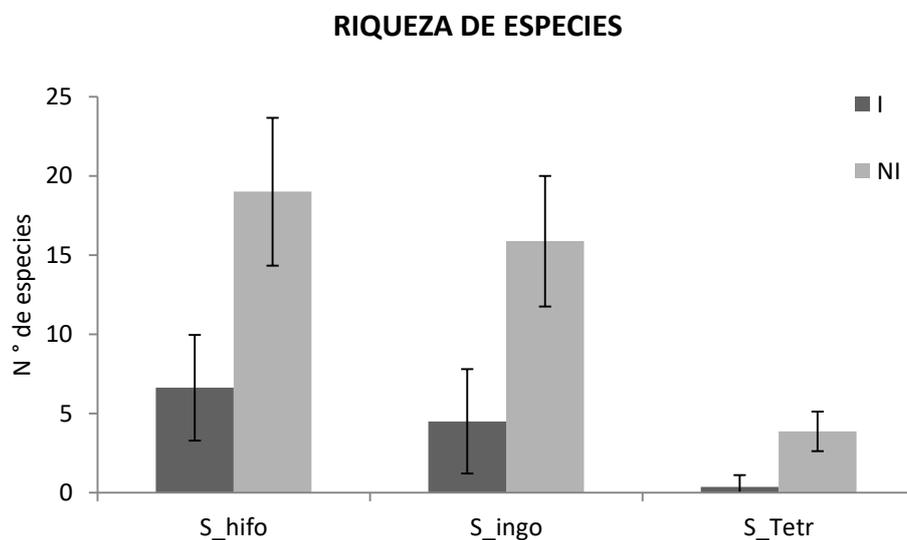


Figura 4.4. Valores medios y desvíos estándar de los parámetros de riqueza de especies del micoplancton en tramos impactados por actividad ganadera (I) y no impactados (NI). S_hifo: riqueza de especies de hifomicetes totales; S_ingo: riqueza de especies de hongos ingoldianos; S_Tetr: riqueza de especies del género *Tetracladium*.

La relación entre las variables ambientales y los parámetros de riqueza de especies se analizó utilizando modelos de regresión lineal múltiple (modelos lineales generalizados con distribución normal), en los que se contrastaron las variables medidas, con la riqueza de especies de hongos ingoldianos, en el conjunto de arroyos impactados y no impactados. En el caso de *Tetracladium*, se generó un modelo lineal generalizado con distribución de Poisson y enlace de logaritmo. A continuación, se detallan los resultados de la factorización de las variables ambientales y posteriormente los modelos.

- Factorización de las variables ambientales

La matriz de componentes presentó determinante 0,001 y los contrastes de significancia permitieron validar el análisis (KMO= 0,634 y $p < 0,000$ en la prueba de esfericidad de Bartlett). Los dos factores extraídos rotados, presentaron autovalores mayores que uno, y explicaron en conjunto el 73,52 % de la varianza (Tabla 4.4).

Tabla 4.4. Resultados del análisis de componentes principales

FACTOR	Autovalores	% varianza explicada	% varianza acumulada
1	3,198	39,975	39,975
2	1,340	33,548	73,522

Del análisis de la matriz de correlaciones con las variables originales, surgió que el componente 1 se correlacionó con el OD (0,872), el % SatOD (0,946), los nitratos (0,875) y nitritos (0,695); el componente 2 se asoció con los fosfatos (-0,635), los ácidos húmicos (0,660), el material particulado orgánico (0,913) y el material particulado inorgánico (0,904).

En la Figura 4.5 se representa el ordenamiento de los tramos en función de los componentes extraídos. Algunos de los sitios se caracterizaron por presentar niveles altos de los parámetros relacionados con el oxígeno y los nutrientes nitratos y nitritos (factor 1); mientras que otros tramos tuvieron niveles altos de ácidos húmicos y material en suspensión, a la vez que bajos en fosfatos (factor 2).

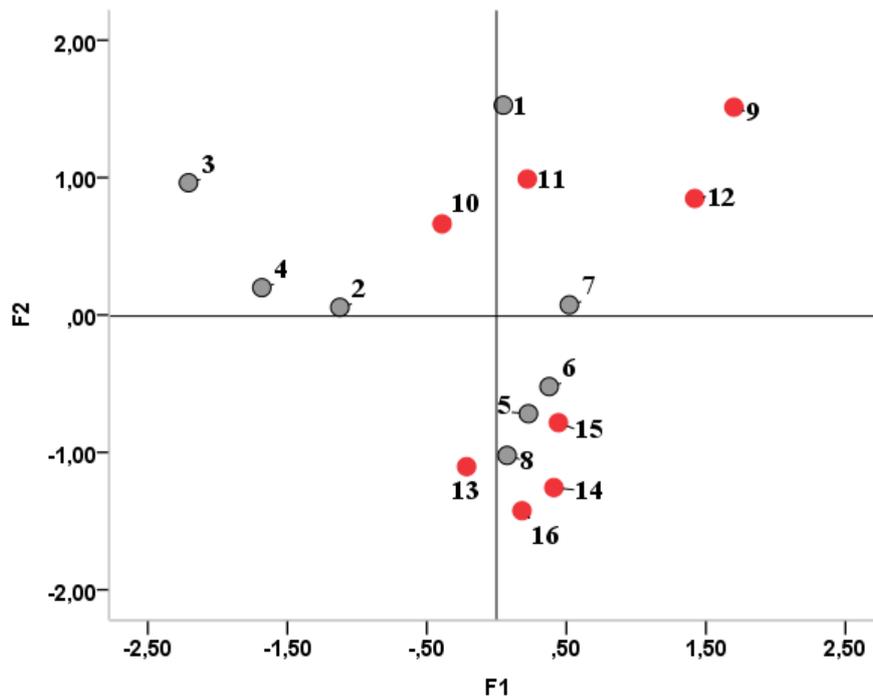


Figura 4.5. Ordenamiento de los tramos en el espacio que determina cada uno de los componentes (F1 y F2). 1 a 16: tramos de los arroyos: 1-La Choza; 2- Nutrias; 3- De la Cruz; 4- Langueyú; 5- Nieves; 6- Tiempo Perdido; 7- Laprida; 8- Durazno Chico I; 9- Durazno Chico II; 10- Morales; 11- Durazno; 12- Los Sauces; 13- Vagues; 14- Botija; 15- De los Sauces; 16- Helves.

- Modelización de la riqueza de especies

Se generaron 8 modelos con el método de selección de variables de mejores subconjuntos y el criterio AIC. Dichos modelos, relacionaron la riqueza de hongos ingoldianos e hifomicetes totales (que presentaron distribución normal) con los parámetros de calidad del tramo. Los mismos estuvieron representados por los factores del ACP y la variable categórica P/A ganado.

En la Tabla 4.5 se representan los modelos que resultaron significativos, en orden ascendente de criterio de AIC. Los predictores indicados en orden de importancia son los que presentaron significancia en cada uno de los modelos.

En todos los casos, los cuatro mejores modelos tuvieron como predictor de mayor importancia a la variable P/A ganado.

Tabla 4.5. Mejores modelos de regresión lineal múltiple generados para los parámetros de riqueza de especies de hifomicetes y hongos ingoldianos. Los modelos se indican en orden decreciente de importancia de acuerdo al criterio de AIC. P/A: presencia o ausencia de ganado; F1: Factor 1 del ACP; F2 Factor 2 del ACP.

MODELOS	S_HIFOMICETES		S_INGOLDIANOS	
	Predictores	AIC	Predictores	AIC
1	P/A + F2	45,099	P/A + F2	42,783
2	P/A + F2 + F1	47,131	P/A + F2 + F1	44,824
3	P/A	47,562	P/A	44,919
4	P/A + F1	49,707	P/A + F1	47,044
5	F1	63,222	F1	60,515
6	F2 + F1	63,471	F2 + F1	60,880
7	-	65,705	-	63,023
8	F2	66,340	F2	63,742

El criterio utilizado para la selección de los mejores modelos fue el que incluyó el menor valor de AIC. A continuación se describe el resultado del modelo número 1, que cumple con esas condiciones para la riqueza de hongos ingoldianos:

El análisis mostró la existencia de una relación significativa entre la variable dependiente y los predictores, que está explicada por la ecuación:

$$S_{ingo} = 11,11 \frac{P}{A} GAN - 1,91F2 + 4,63$$

Donde S_ingo es la riqueza de especies de hongos ingoldianos; P/A gan es la presencia de ganado, cuando la variable cambia de la condición 0 a 1 (1=ausencia de ganado; 0=presencia de ganado) y F2 es el Factor F2 del ACP (Tabla 4.6).

Tabla 4.6. Estadísticos y nivel de significancia del mejor modelo de regresión lineal múltiple corregido, generado para la riqueza de especies de hongos ingoldianos en relación a la actividad ganadera. S_ingo: riqueza de especies de hongos ingoldianos. P/A: variable categórica que indica presencia o ausencia de ganado. F2: Factor 2 del ACP.

Modelo corregido				
S_ingo	Suma Cuadrados	Cuadrático Promedio	Valor F	Significancia Modelo
Modelo	571,8	285,9	26,42	0,000
P/A	491,2	491,2	45,39	-
F2	54,19	54,19	5,007	-
Residuo	140,7	10,82	-	-
Total	712,4	-	-	-

El coeficiente de regresión tipificado del modelo (bondad de ajuste) fue 0,772 y el error cuadrático promedio 10,82. En la Tabla 4.7 se muestran los valores de los coeficientes tipificados, asociados en ambos casos, a un error de probabilidad significativo ($p < 0,05$). Además, el coeficiente tipificado fue mayor en valor absoluto, para la variable P/A de ganado (11,11) que para F2 (-1,906), con una importancia de 91 % y 9 % respectivamente, en la capacidad predictiva del modelo.

Tabla 4.7. Importancia y significancia de los predictores y coeficientes del mejor modelo de regresión lineal múltiple generado para la riqueza de especies de hongos ingoldianos en relación a la actividad ganadera. S_ingo: riqueza de especies de hongos ingoldianos. P/A Gan: variable categórica que indica presencia o ausencia de ganado. F2: Factor 2 del ACP. IC 95%: intervalos de confianza.

Términos del modelo					
S_ingo	Importancia Predictores	Coefficientes	Significancia Predictores	IC 95%	
				Inf	Sup
Intersección	-	4,632	0,002	2,13	7,15
P/A Gan	0,901	11,11	0,000	7,55	14,7
F2	0,099	-1,91	0,043	-3,75	-0,07

El predictor P/A es categórico y el modelo de regresión que se construye con este tipo de variables utiliza un coeficiente para cada categoría del mismo; una de ellas se estandariza en el valor cero y la otra se asocia con la variación del coeficiente de regresión, en este caso 11,11. De esa forma, el modelo predijo que en tramos de cursos de agua con ausencia de actividad ganadera, la riqueza de hongos ingoldianos en el plancton fue en promedio 11 veces superior, respecto de los tramos con actividad ganadera (Figura 4.6a).

Como el coeficiente del predictor F2 resultó negativo en la ecuación (-1,91), y dado que este se relacionó positivamente con las variables PSO, PSI y ácidos húmicos y negativamente con los fosfatos, la asociación con dichas variables ambientales fue inversa. De este modo, por cada incremento en dos unidades de los valores de PSO, PSI y ácidos húmicos, a la vez que se produce una disminución en dos unidades de los fosfatos, la riqueza de hongos ingoldianos disminuye una unidad (Figura 4.6b).

Al considerar ambos predictores en conjunto se verificó que en aquellos tramos impactados por actividad ganadera, al incrementarse el material particulado y disminuir los fosfatos en la columna de agua, aumentó el efecto negativo sobre las especies del micoplancton. De la misma forma, al considerar los tramos sin el impacto, la riqueza de hongos ingoldianos se incrementó al disminuir el material particulado y aumentar el contenido de fosfatos en la columna de agua.

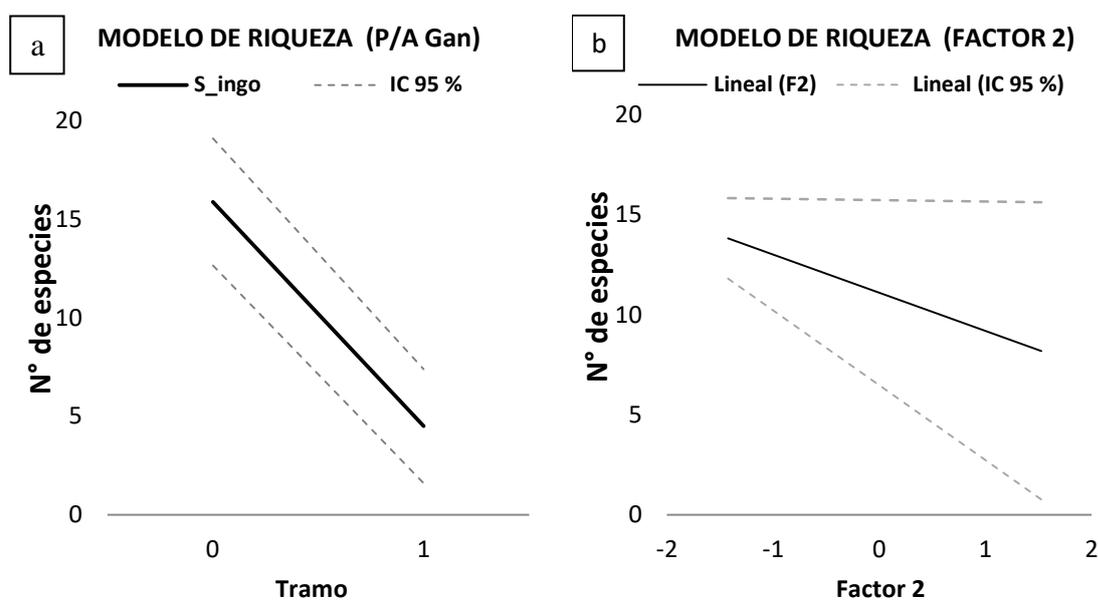


Figura 4.6. Valores predichos de la regresión de S_ingo (riqueza de hongos ingoldianos) en función de cada predictor del modelo N° 1. **a-** Modelo para el predictor P/A gan (0= ausencia de ganado;1= presencia de ganado); **b-** Modelo para el predictor F2 (Factor 2). IC 95 %: intervalos de confianza.

La validación de las condiciones (supuestos) del modelo, se realizó de forma gráfica y/o utilizando pruebas de hipótesis:

- La relación lineal entre el predictor numérico (F2) y la variable dependiente se verificó de forma gráfica antes de formular los modelos. Se comprobó así el cumplimiento de la condición de linealidad de los predictores.

- La distribución normal de los residuos mostró que se distribuyen al azar alrededor de la recta normal, por lo que se satisfizo la condición de normalidad de los mismos (Figura 4.7a).
- La homocedasticidad de los residuos se representa en la Figura 4.7b. El análisis de regresión del error al cuadrado en función de los predictores del modelo resultó no significativo, por lo que se confirmó la condición de homogeneidad de varianzas de los residuos.
- La condición de no multicolinealidad se satisfizo como consecuencia de que el modelo utiliza un predictor categórico y uno cuantitativo, por lo que no se puede producir colinealidad entre ellos. De forma confirmatoria, la tolerancia del modelo del modelo fue 0,995 y el estadístico FIV fue 1,005 para ambos predictores.
- La inexistencia de autocorrelación de los predictores se comprobó mediante el test de Durbin-Watson, cuyo valor resultó 2,386, por lo que se satisfizo la condición.
- La distancia de Cook y los “leverages” fueron bajos, por lo que no se presentaron datos atípicos que pudieran influir en el modelo.

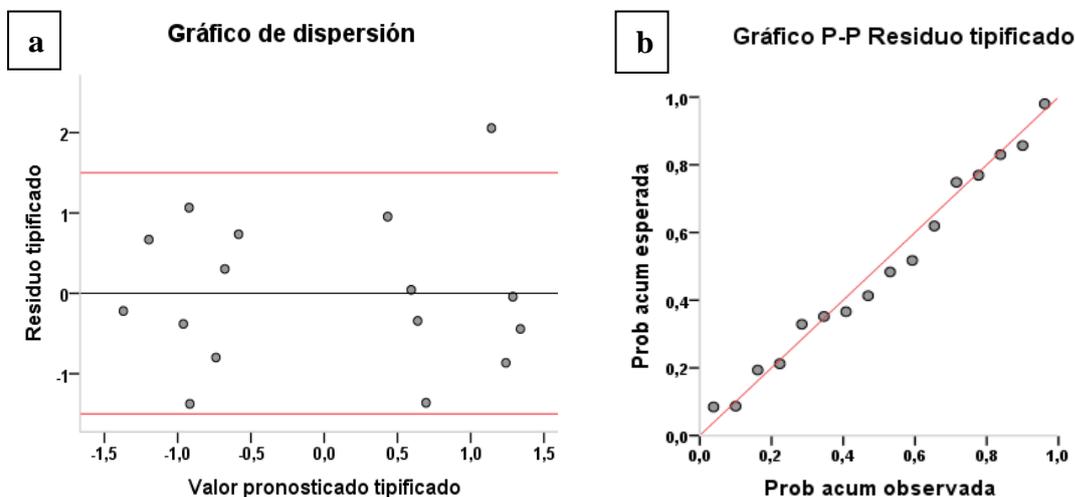


Figura 4.7. Gráficos de los residuos **a-** en función del valor pronosticado (verificación de la homogeneidad de varianzas); **b-** ajuste a la curva normal.

Estos resultados mostraron que el test F tuvo significancia y se cumplieron todas las condiciones para la inferencia de este tipo de regresión. El modelo lineal para la riqueza de hongos ingoldianos en el micoplancton, fue capaz de explicar el 77,2% de la variabilidad observada ($R^2 = 0,772$).

Como se mencionó previamente, el género que presentó mayor riqueza de especies en los tramos de referencia fue *Tetracladium*, el que a su vez estuvo representado por al menos dos especies en todos ellos y se observaron hasta cinco especies diferentes en un mismo sitio. En los tramos ganaderos ocurrió lo opuesto, sólo dos sitios presentaron especies de este género.

El modelo de distribución de Poisson, mostró la existencia de una relación significativa únicamente entre la variable dependiente y el predictor P/A Gan, lo que no sucedió con los predictores asociados a los parámetros de calidad del agua. La relación fue explicada por la ecuación:

$$\text{Log}(S_{\text{Tetr}}) = 2,335 \text{ P/A Gan}$$

Donde $\text{Log}(S_{\text{Tetr}})$ es el logaritmo en base 10 de la riqueza de especies de *Tetracladium* y P/A Gan es la presencia o ausencia de ganado.

El predictor P/A, es categórico, según se mencionó cuando se analizaron los modelos de riqueza de hongos ingoldianos. Por ello, el modelo se construyó con un coeficiente para cada categoría del mismo, uno de ellos se estandarizó en el valor cero (en este caso la presencia de ganado) y la otra categoría (ausencia de ganado) se asoció con la variación del coeficiente de regresión, en este caso 2,335. Como consecuencia, el modelo indicó que en tramos con ausencia de ganado, la riqueza de especies de *Tetracladium* en el micoplancton de arroyos pampeanos se incrementó en promedio más de dos unidades, respecto de los tramos impactados.

La bondad de ajuste del modelo (Desvianza/grados de libertad) fue 0,821. La prueba de contraste ómnibus (Chi-cuadrado del Logaritmo de máxima verosimilitud) resultó significativa (sig. < 0,000), por lo que el modelo fue estadísticamente válido. La diferencia entre los valores exponenciales de los coeficientes de las categorías (equivalente al incremento de los valores relativos a la riqueza de *Tetracladium*, asociados a ellas) resultó 9,33, lo que significó que en los tramos de referencia, la probabilidad de encontrar valores mayores de riqueza de especies de *Tetracladium* fue 9 veces superior a la del tramo impactado.

4.3.3. Descomposición de hojarasca

Las curvas de disminución de la biomasa en el tiempo para cada uno de los tramos de los arroyos, y de acuerdo con el tipo de malla, se esquematizan en la Figura 4,8.

De dichos gráficos se desprende que, al considerar la descomposición de las hojas en las bolsas de malla fina, en todos los casos el proceso fue más lento en los tramos impactados. Las bolsas con malla gruesa tuvieron resultados heterogéneos en los distintos arroyos: en Durazno Chico se observó el mismo patrón que en las bolsas de malla fina (menor descomposición en el sitio impactado); en el arroyo Morales las curvas de ambos ambientes se superpusieron, lo que significa que no hubo diferencias entre ellos, en el arroyo Nutrias la descomposición fue menor en el tramo no impactado.

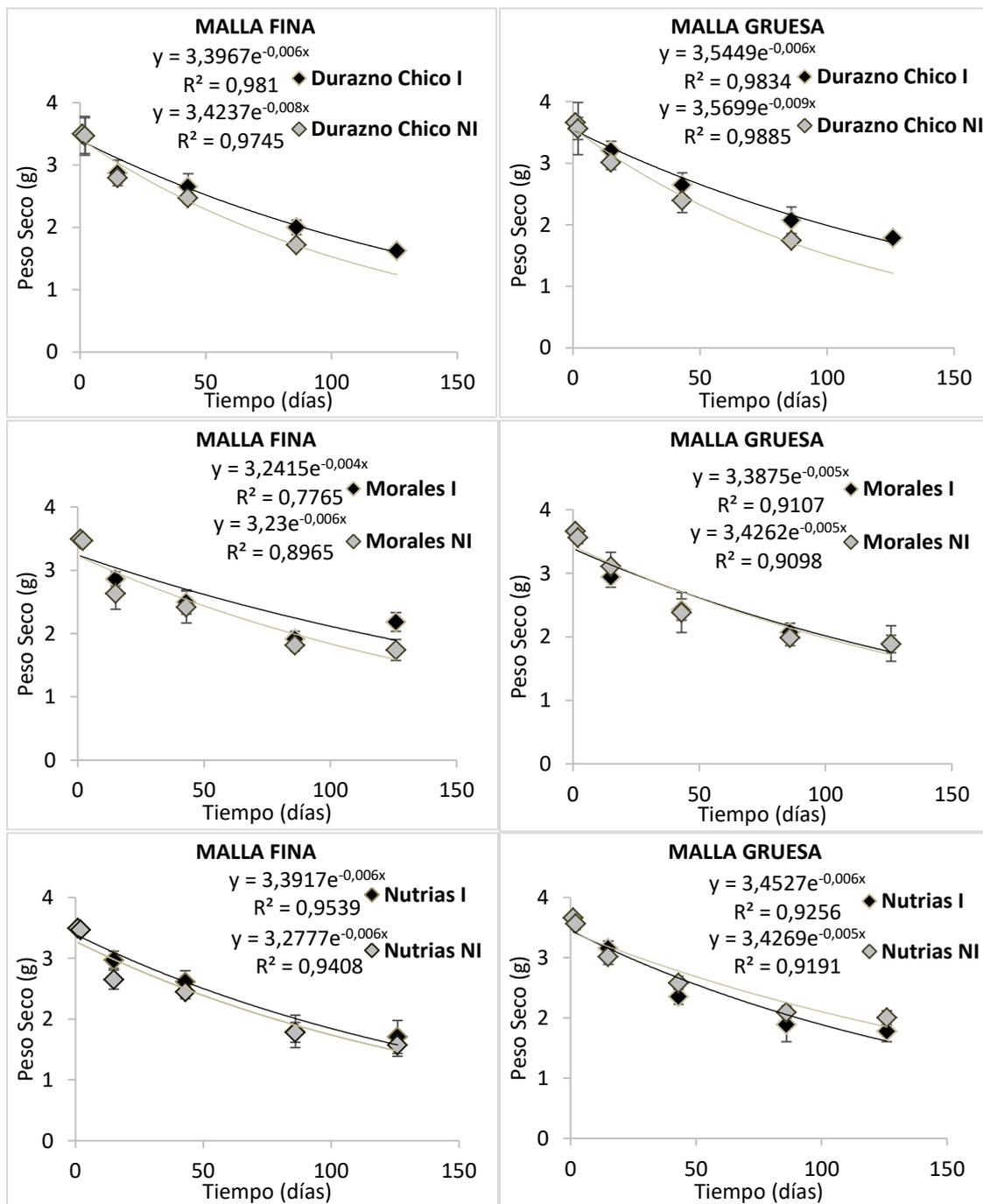


Figura 4.8. Disminución del peso seco del material vegetal en el tiempo, en las bolsas de malla fina (izquierda) y malla gruesa (derecha), en los arroyos Durazno Chico, Morales y Nutrias, para los tramos con impacto ganadero (I) y no impactado (NI).

4.3.3.1. Tasas de descomposición

Las tasas de descomposición variaron en concordancia con la disminución de la biomasa en los diferentes tramos y tipos de malla (Tabla 4.8).

Tabla 4.8. Tasas de descomposición calculadas a partir de la variación exponencial de los valores de peso seco del material vegetal, en los tramos impactados por ganadería y no impactados.

ARROYO	IMPACTADO		NO IMPACTADO	
	Malla fina	Malla gruesa	Malla fina	Malla gruesa
Durazno Chico	0,006	0,006	0,008	0,009
Morales	0,004	0,005	0,006	0,005
Nutrias	0,006	0,006	0,006	0,005

En la Figura 4.9 se compara el promedio de las tasas de descomposición de los tres tramos, de acuerdo con la presencia o ausencia de ganado y el tipo de malla. Los índices de decaimiento del peso seco (Kd) fueron menores en los tramos con actividad ganadera, los que además presentaron diferencias en este parámetro de acuerdo con el tipo de malla, siendo menor la tasa en las bolsas con malla fina respecto de la gruesa.

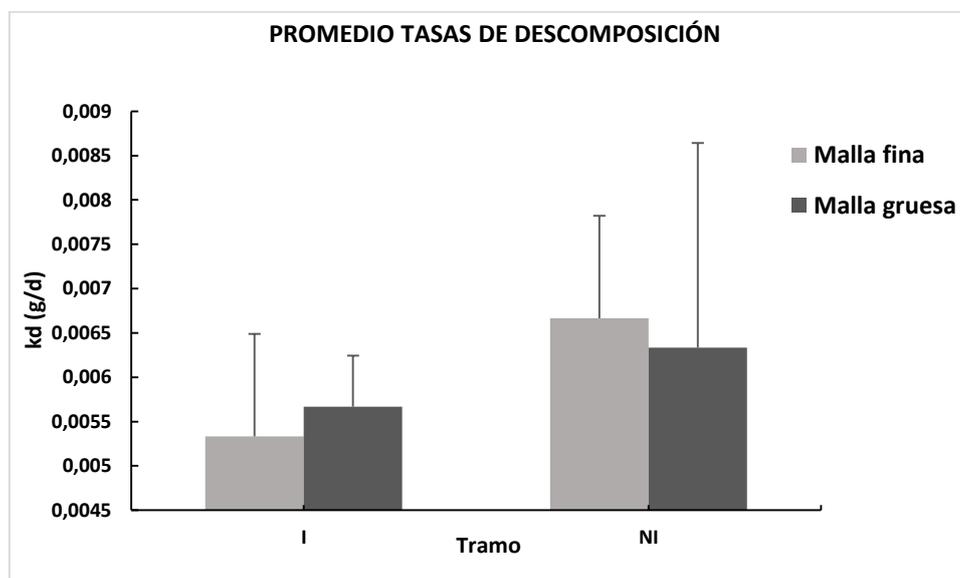


Figura 4.9. Valores medios y desvíos estándar de las tasas de descomposición de bolsas con malla fina y gruesa en los arroyos.

4.3.3.2. Cocientes de las tasas de descomposición

Se utilizó el cociente de las tasas de descomposición de Gessner y Chauvet (2002), para evaluar el grado de impacto en los tramos de los arroyos analizados. A partir de esos cocientes se obtuvieron los métricos para realizar dicha evaluación.

Respecto al grado de impacto, de acuerdo con el cociente I/NI (impactado/no impactado), las bolsas con malla fina en los arroyos Durazno Chico y Morales presentaron relaciones que indicaron que los tramos están impactados (métrico= 1), lo que no sucedió en el arroyo Nutrias, donde no hubo evidencia clara de impacto en el tramo con presencia de ganado. En el caso de las bolsas con malla gruesa, el arroyo Durazno Chico fue el único que presentó un valor del métrico = 1 (Tabla 4.9). Al evaluar la relación G/F (Malla gruesa/Malla fina), el métrico presentó en todos los casos un valor de 2, lo que significó que en ningún caso hubo evidencia clara del efecto del impacto de la ganadería (Tabla 4.10).

Tabla 4.9. Cocientes de las tasas de descomposición para ambos tramos de los arroyos, para cada tipo de malla y valores del métrico. (0 = severamente impactado; 1 = evidencia clara de impacto; 2 = sin evidencia clara de impacto).

ARROYO	DURAZNO CHICO		MORALES		NUTRIAS	
Tipo de malla	Fina	Gruesa	Fina	Gruesa	Fina	Gruesa
Cociente I/NI	0,75	1,50	0,67	1,00	1,00	1,20
Métrico	1	1	1	2	2	2

Tabla 4.10. Cocientes de las tasas de descomposición correspondientes a ambos tipos de malla para cada tramo de los arroyos y valores del métrico. I: impactado; NI: no impactado.

ARROYO	DURAZNO CHICO		MORALES		NUTRIAS	
Tramo	I	NI	I	NI	I	NI
Cociente G/F	1,00	1,13	1,25	0,83	1,00	0,83
Métrico	2	2	2	2	2	2

Estos resultados muestran que el impacto solo afectó la tasa de descomposición asociada a los microorganismos, pero no así la de los macroinvertebrados. Esto se

deduce a partir de los cocientes G/F, los que indicaron un efecto no evidente, y por los cocientes I/NI en las bolsas con malla fina, que indicaron evidencia de impacto, lo que no sucedió al relacionar las bolsas de malla gruesa.

4.3.4. Hifomicetes descomponedores de hojarasca

4.3.4.1. Especies de hifomicetes descomponedores

En ambos tramos del arroyo Durazno Chico se observaron hifomicetes descomponedores en todos los tipos de sustrato. El tramo no impactado fue el que presentó mayor número de especies, en el que además, se encontraban presentes la totalidad de las observadas en el experimento. De ellas, 14 fueron hongos ingoldianos y 4 hifomicetes de hábitos terrestres (Tabla 4.11).

El tramo impactado presentó sólo 8 especies en todos los sustratos y períodos de incubación en el arroyo, 7 hongos ingoldianos, y uno típicamente terrestre.

Amniculicola longissima, *Lemoniera aquatica*, *Sigmoidea prolifera* y *Alternaria* sp. fueron observadas en ambos tramos y en todos los tipos de sustrato. Las demás especies presentes en el tramo impactado, también estuvieron en los mismos tipos de sustrato en el tramo no impactado, a excepción de *Tetracladium breve*, el cual en el sitio impactado se presentó en acacia negra y cebadilla criolla, y en el tramo no impactado en acacia negra y álamo.

Tabla 4.11 Hifomicetes acuáticos asociados a la descomposición de hojas de álamo, acacia negra y cebadilla criolla (CC) en el experimento de esporulación del arroyo Durazno Chico.

ESPECIE	NO IMPACTADO				IMPACTADO			
	Álamo	Acacia	CC	TOTAL	Álamo	Acacia	CC	TOTAL
<i>Alternaria</i> sp.	X	x	x	X	x	x	x	X
<i>Amniculicola longissima</i>	X	x	x	X	x	x	x	X
<i>Anguillospora pseudolongissima</i>	-	x	-	X	-	-	-	-
<i>Anguillospora rosea</i>	X	-	-	X	-	-	-	-
<i>Curvularia</i> sp.	-	x	-	X	-	-	-	-
<i>Dactylella submersa</i>	-	-	x	X	-	-	-	-
<i>Drechslera</i> sp.	X	-	-	X	-	-	-	-
<i>Flagellospora curvula</i>	-	x	-	X	-	-	-	-
<i>Lemoniera aquatica</i>	X	x	x	X	x	x	x	X
<i>Mycocentrospora acerina</i>	X	x	-	X	-	-	-	-
<i>Mycocentrospora</i> sp.	X	x	x	X	-	-	-	-
<i>Neotorula aquatica</i>	X	x	-	X	x	-	-	X
<i>Sigmoidea prolifera</i>	X	x	x	X	x	x	x	X
<i>Tetracladium breve</i>	X	x	-	X	-	x	x	X
<i>Tetracladium marchalianum</i>	X	-	-	X	-	-	-	-
<i>Tetraploa aristata</i>	-	x	x	X	-	-	-	-
<i>Trichocladium angelicum</i>	X	x	x	X	x	x	-	X
<i>Tricladium castaneicola</i>	-	x	-	X	-	x	-	X

4.3.4.2. Reemplazo de especies de hifomicetes en la hojarasca

Se observaron diferencias importantes, al considerar cada uno de los sustratos, tanto en el reemplazo de las especies, así como en su abundancia a lo largo del tiempo de incubación en ambos tramos del arroyo (Anexos 3,4 y 5). En general, el tramo no impactado presentó mayor número de especies en cada período y más abundantes que el tramo impactado.

- Álamo

La única especie que se observó en los tres períodos considerados y en ambos tramos fue *S. prolifera*.

En la sucesión de hifomicetes del tramo impactado, *Sigmoidea prolifera* y *Alternaria sp.* fueron las únicas especies pioneras a los 19 días de incubación en el arroyo, en adelante “días”, las mismas, incrementaron su abundancia y fueron dominantes en los últimos dos períodos. A partir de los 42 días, *A. longissima* fue la especie más abundante entre los colonizadores secundarios, los cuales fueron escasos al igual que las especies ocasionales.

En el tramo no impactado, los colonizadores primarios fueron *Sigmoidea prolifera*, *Tetracladium breve* y *Alternaria sp.*, especies que decayeron en el período final. Luego de 42 días, *A. longissima* y *Lemoniera aquatica*, fueron colonizadores secundarios dominantes hasta el período final. *Anguillospora rosea*, *Mycocentrospora acerina* y *Tetracladium marchalianum* fueron ocasionales, a los 42 días la primera especie y a los 80 días las dos últimas.

- *Acacia*

En la sucesión de hifomicetes descomponedores de hojas de acacia, al igual que en el caso del álamo, *Sigmoidea prolifera* estuvo presente en ambos tramos, en todos los períodos analizados, siempre en mayor abundancia en el tramo no impactado.

En el tramo impactado *S. prolifera* fue la única especie dominante. *L. aquatica* y *T. castaneicola* fueron ocasionales a los 42 días; *A. longissima* a los 80 días.

En el tramo no impactado, *S. prolifera* fue dominante, a lo largo de todo el experimento; *Alternaria sp.* y *N. aquatica*. fueron abundantes, aunque decayeron en el período intermedio. Las especies, *A. pseudolongissima*, *L. aquatica* y *T. breve* fueron colonizadores secundarios a los 42 días y dominantes desde ese período, al igual que *A. longissima*, la cual incrementó su abundancia a los 80 días. Las especies ocasionales en este tramo fueron *T. aristata* a los 19 días; *F. curvula* en el período intermedio; *T. angelicum* y *M. acerina* en el período final.

- *Cebadilla criolla*

La sucesión de los hongos descomponedores en la cebadilla criolla, presentó diferencias respecto a lo que ocurrió en el álamo y la acacia negra. En ninguno de los tramos se observó la presencia de una misma especie en todos los períodos considerados.

En el tramo impactado *A. longissima* y *Alternaria sp.* fueron las únicas especies que se observaron en dos de los períodos, lo que ocurrió a partir del día 42. Las ocasionales fueron *S. prolifera* a los 19 días, *T. breve* a los 42 días y *L. aquatica* a los 80 días.

En el tramo no impactado, *Alternaria* sp. fue abundante a los 19 días y decayó en el período intermedio, momento en el que *A. longissima* y *L. aquatica* fueron dominantes, lo que ocurrió hasta el final del experimento. Las especies ocasionales se presentaron en distintos momentos de la sucesión: *T. angelicum* al principio; *S. prolifera* y *T. aristata* al final.

4.3.4.3. Índices de diversidad de Hill

Como se describió previamente, en cada período del experimento se observaron variaciones en el número de especies y su abundancia en cada sustrato y tramo del arroyo. Para analizar estas diferencias se compararon los tramos mediante la utilización de los 3 primeros números de la serie de Hill (N0, N1 y N2), para el cálculo de la riqueza y diversidad de especies abundantes y muy abundantes, a la vez que se cuantificó la equitatividad de Hill con el cociente N2/N1.

- Riqueza de especies (N0)

Tanto al considerar el total de hifomicetes, como exclusivamente a los hongos ingoldianos, ambos tramos del arroyo presentaron un patrón similar: las hojas de acacia negra tuvieron mayor riqueza acumulada de especies, luego las hojas de álamo, mientras que la menor riqueza se registró en la cebadilla criolla (Figura 4.11).

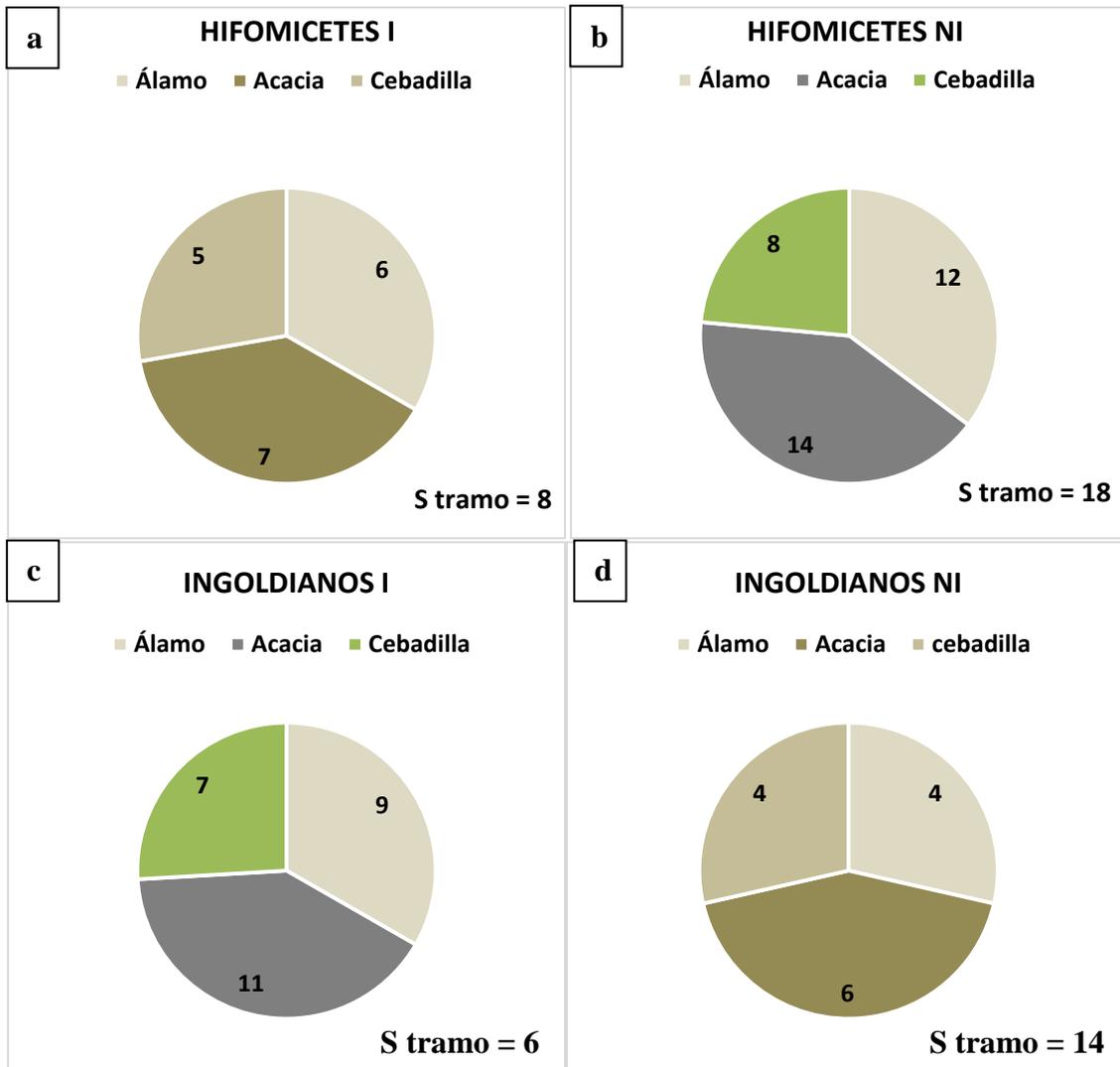


Figura 4.11. Riqueza acumulada de especies a lo largo del experimento de esporulación, en los tramos con impacto ganadero y no impactado del arroyo Durazno Chico y de acuerdo con el tipo de sustrato. Arriba hifomicetes totales: **a-** tramo impactado, **b-**tramo no impactado; Abajo hongos ingoldianos: **c-**tramo impactado, **d-** tramo no impactado.

En la Figura 4.12 se esquematiza la riqueza de especies de hifomicetes para cada sustrato y los máximos y mínimos respectivos en todos los periodos del experimento. Las comparaciones múltiples resultaron significativas para los tres sustratos ($p < 0,05$). Las hojas de álamo fueron el sustrato que presentó el valor máximo de N_0 , los días 42 y 80 ($N_0 = 7$) (Figura 4.12 a). Sin embargo, el mayor valor de promedios de riqueza se observó en acacia negra el día 80 ($N_0 = 6$) (Figura 4.12b). En el sitio impactado en ambos tipos de sustrato (hojas de álamo y acacia negra) los promedios fueron bajos en todos los períodos del experimento, cercanos a 2, con valores máximos de $N_0 = 3$.

La cebadilla criolla fue el sustrato que mostró los valores más bajos de riqueza de especies. Además, hubo menor variabilidad que en el caso de los otros sustratos, aunque resultó marcadamente mayor en el tramo no impactado respecto del impactado (Figura 4.12c).

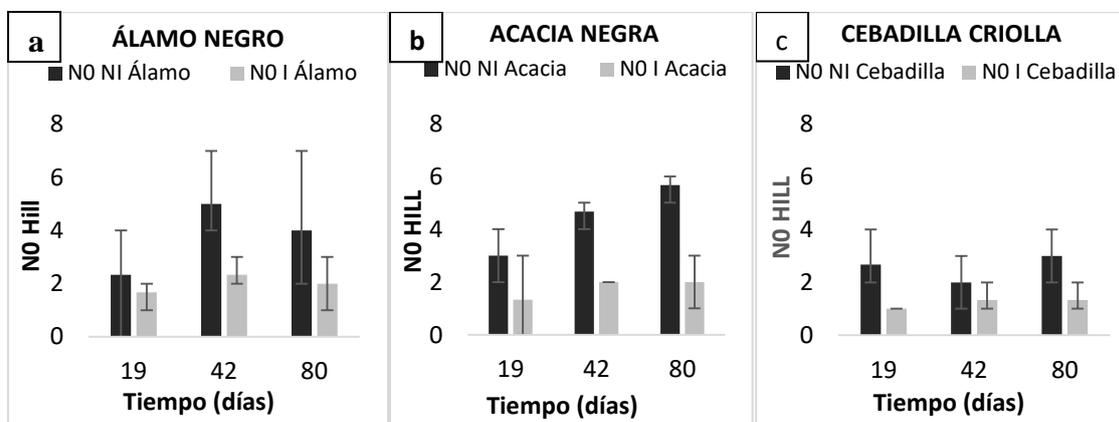


Figura 4.12. Valores medios, máximos y mínimos de N0 Hill (riqueza de especies) de hifomicetes acuáticos en tres sustratos y tiempos de incubación, en ambos tramos del arroyo Durazno Chico: **a-** álamo; **b-** acacia negra; **c-** cebadilla criolla. NI: tramo no impactado; I: tramo impactado

- *Diversidad de Hill, especies abundantes (N1)*

Al igual que en el caso de la riqueza, la diversidad de especies abundantes en todos los períodos y sustratos considerados fue siempre mayor en el sitio no impactado, respecto del impactado. Las comparaciones múltiples resultaron no significativas para los tres sustratos, pero, las diferencias fueron mayores en la acacia negra. En la Figura 4.13 se grafica el promedio de valores de N1, para cada tipo de hojarasca y los máximos y mínimos respectivos en todos los periodos del experimento.

Las tendencias observadas fueron:

El álamo presentó el valor máximo de N1, en el tramo no impactado, a los 19 días. También se registró en ese sustrato el mayor promedio de diversidad a los 42 días, pero presentó valores finales similares a los del día 19. En el tramo impactado hubo un patrón similar en el promedio de N1 con valores levemente menores (Figura 4.13a).

El mayor promedio de N1 en acacia negra se produjo a los 19 días en el tramo no impactado. Al considerar los siguientes períodos, en este caso se observó una leve disminución con el transcurso del tiempo (Figura 4.13b). A diferencia de ello, el tramo

impactado tuvo un incremento moderado en los valores a medida que transcurrió el experimento, pero en ningún caso superó lo observado en el tramo no impactado.

La cebadilla criolla en el tramo no impactado presentó un patrón opuesto al álamo. La diversidad de especies abundantes fue mayor al comienzo y final del experimento y menor a los 42 días. En el tramo impactado los valores se incrementaron con el transcurso del tiempo, sin superar en ningún caso los del tramo no impactado (Figura 4.13c).

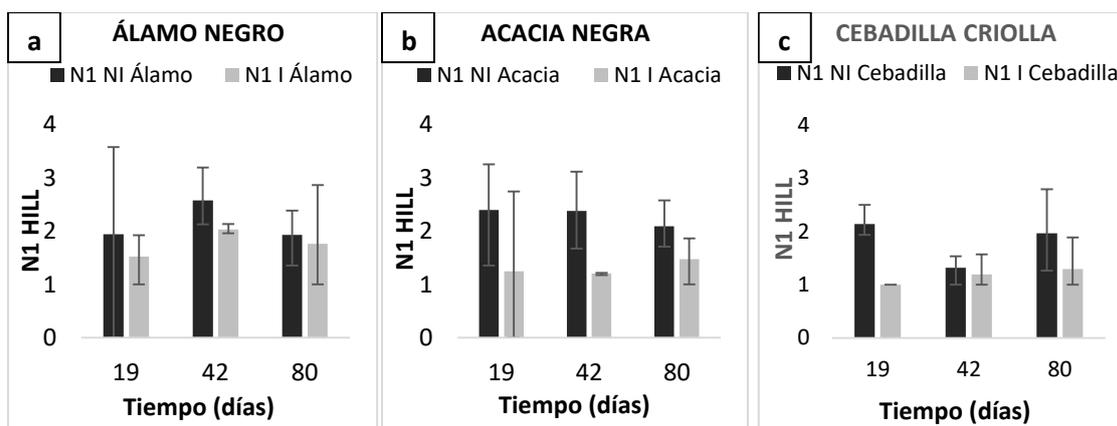


Figura 4.13 Valores medios, máximos y mínimos de N1 Hill (diversidad de especies abundantes) de hifomicetes acuáticos en los tres sustratos y tiempos de incubación, en ambos tramos del arroyo Durazno Chico: **a-** álamo; **b-** acacia negra; **c-** cebadilla criolla. NI: tramo no impactado; I: tramo impactado.

- **Diversidad de Hill, especies muy abundantes (N2)**

Al igual que en los casos anteriores, la diversidad de especies muy abundantes en todos los períodos y sustratos considerados (a excepción del álamo a los 80 días) fue siempre mayor en el sitio no impactado. Sin embargo, las comparaciones múltiples resultaron no significativas para los tres sustratos. En este caso, las diferencias entre estos fueron menores, y las observadas entre los tramos disminuyeron con el transcurso del experimento.

Las tendencias observadas fueron:

El álamo, en el tramo no impactado, al comienzo presentó el mayor valor, aunque el promedio fue menor que a los 42 días. El tramo impactado tuvo un patrón similar, pero a los 80 días superó el valor del tramo no impactado (Figura 4.14a).

Para la acacia negra se registró una alta diversidad en el tramo no impactado, fueron muy abundantes al principio y disminuyeron levemente con el tiempo. En el tramo impactado las especies abundantes fueron menos diversas y su número se incrementó moderadamente con el transcurso del experimento, sin superar el tramo no impactado (Figura 4.14b).

La cebadilla criolla presentó un patrón similar a lo descrito para N1. En el tramo de referencia, la diversidad de especies muy abundantes fue mayor al comienzo y final del experimento. En el tramo impactado se observó la misma tendencia, aunque los valores variaron, sin superar en ningún caso los del tramo no impactado (Figura 4.14c).

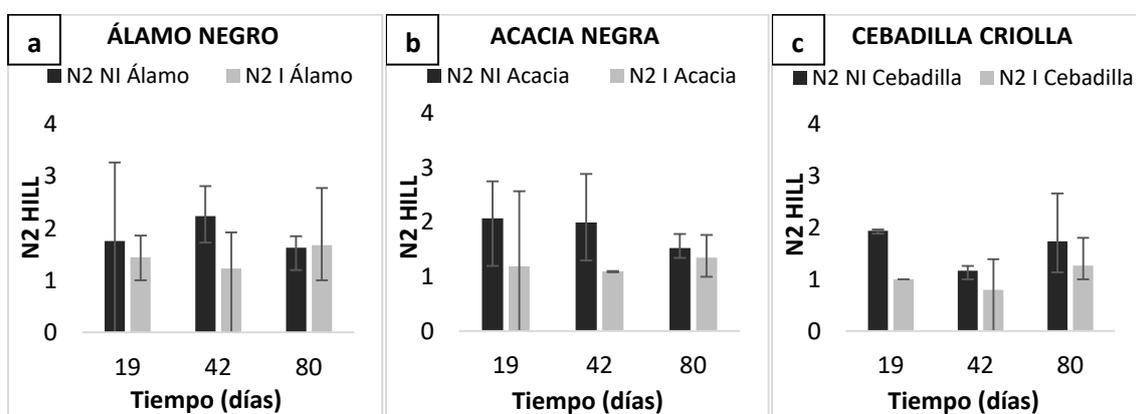


Figura 4.14. Valores medios, máximos y mínimos de N2 Hill (diversidad de especies muy abundantes) de hifomicetes acuáticos en los tres sustratos y tiempos de incubación en ambos tramos del arroyo Durazno Chico: **a-** álamo; **b-** acacia negra; **c-** cebadilla criolla. NI: tramo no impactado; I: tramo impactado.

- ***Equitatividad de Hill (J')***

La equitatividad fue alta en general, para todos los sustratos en ambos tramos del arroyo. Las variaciones no fueron significativas en ningún caso y a diferencia de lo descrito previamente para los índices de diversidad, en el tramo impactado se produjeron valores más altos de equitatividad que en el tramo no impactado.

Las tendencias observadas fueron:

El álamo presentó mayores valores de equitatividad al comienzo y final del experimento en el tramo impactado y lo opuesto ocurrió a los 42 días (Figura 4.15a). En el sitio no impactado, a los 19 días en promedio fue menor que los períodos posteriores.

La equitatividad en la acacia negra fue mayor al principio del experimento en el tramo no impactado y decreció posteriormente. Lo opuesto ocurrió en el tramo impactado; los valores se incrementaron con el tiempo y fueron mayores que los del tramo no impactado, lo que sucedió a partir de los 42 días (Figura 4.15b).

La cebadilla criolla fue poco variable en el tramo no impactado. En el impactado los valores fueron altos al principio y decrecieron en el período intermedio pero luego se incrementaron. (Figura 4.15c).

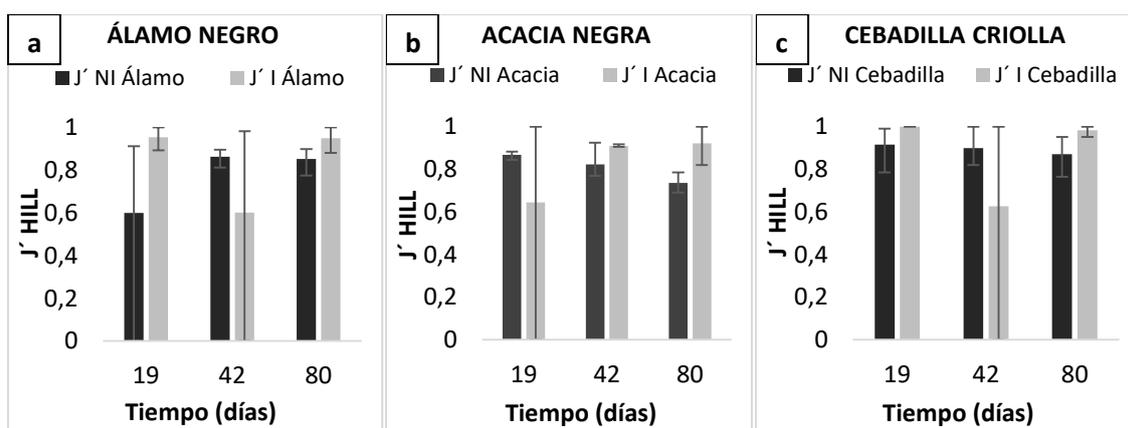


Figura 4.15. Valores medios, máximos y mínimos de J'_{HILL} (Equitatividad) de hifomicetes acuáticos en los tres sustratos y tiempos de incubación en ambos tramos del arroyo Durazno Chico: **a-** álamo; **b-** acacia negra; **c-** cebadilla criolla. NI: tramo no impactado; I: tramo impactado

4.3.4.4. Tasas de esporulación

Las tasas de esporulación de hifomicetes en acacia negra y álamo presentaron variaciones entre los tramos, lo que no se observó en la cebadilla criolla. Al realizar el análisis de comparaciones múltiples de Kruskal-Wallis para todo el período del experimento, la acacia negra fue el único sustrato que tuvo diferencias significativas en este parámetro. En la figura 4.16 se esquematizan las variaciones en las tasas de producción de conidios del total de hifomicetes y hongos ingoldianos a lo largo del tiempo, para cada uno de los sustratos:

- Álamo

A los 19 días, hubo valores bajos en ambos tramos, sin diferencias apreciables. A partir de los 42 días, en el tramo no impactado se observó un gran incremento en las tasas de esporulación ($170 \text{ conidios g}^{-1} \text{ d}^{-1}$, en promedio). Ello no ocurrió en el tramo

impactado, donde dicho parámetro disminuyó a niveles menores que los iniciales (Figura 4.16a).

Al considerar los hongos ingoldianos, las variaciones se mantuvieron, con un leve cambio en los valores de las tasas, pero con una tendencia similar en ambos tramos (Figura 4.16b).

- *Acacia*

A los 19 días, las tasas de esporulación se diferenciaron en ambos tramos, siendo mayores en el tramo no impactado. A los 42 días, se observaron incrementos en ambos sitios, aunque mucho mayores en este último tramo donde se contaron 327 conidios $g^{-1}d^{-1}$, en promedio. Finalmente, en el mismo tramo, a los 80 días, hubo una leve disminución en la producción de conidios respecto del período anterior. Lo mismo ocurrió en el tramo impactado, donde se observaron valores similares a los registrados en el primer período (Figura 4.16c).

Al analizar solo los hongos ingoldianos, a los 19 días, las variaciones registradas entre los sitios fueron menores que al considerar todos los hifomicetes. Las tasas de esporulación fueron bajas en ambos tramos, aunque levemente mayores en el tramo no impactado. A partir de los 42 días, las tendencias fueron similares a lo descrito previamente para el total de los hifomicetes (Figura 4.16d).

Cebadilla criolla

Las diferencias detalladas en el caso de los sustratos que se mencionaron previamente no se presentaron en el caso de la cebadilla criolla; la producción de conidios a lo largo del experimento nunca superó los 50 conidios $g^{-1}.d^{-1}$. A los 19 días, las tasas de esporulación se diferenciaron poco en ambos sitios y la producción de conidios fue mayor en el tramo de referencia. A los 42 días, las tasas disminuyeron en ambos tramos; las diferencias fueron similares a lo descrito anteriormente. El día 80, hubo un leve incremento en el tramo impactado, el que fue algo mayor en el tramo no impactado, aunque con valores similares al período anterior (Figura 4.16e).

Al analizar exclusivamente los hongos ingoldianos, las variaciones entre los tramos fueron menores que al considerar todos los hifomicetes. La esporulación fue mayor en el tramo no impactado, aunque con valores muy bajos en ambos sitios. A partir de los 42 días, las tendencias fueron similares a lo descrito previamente para el total de los hifomicetes (Figura 4.16f).

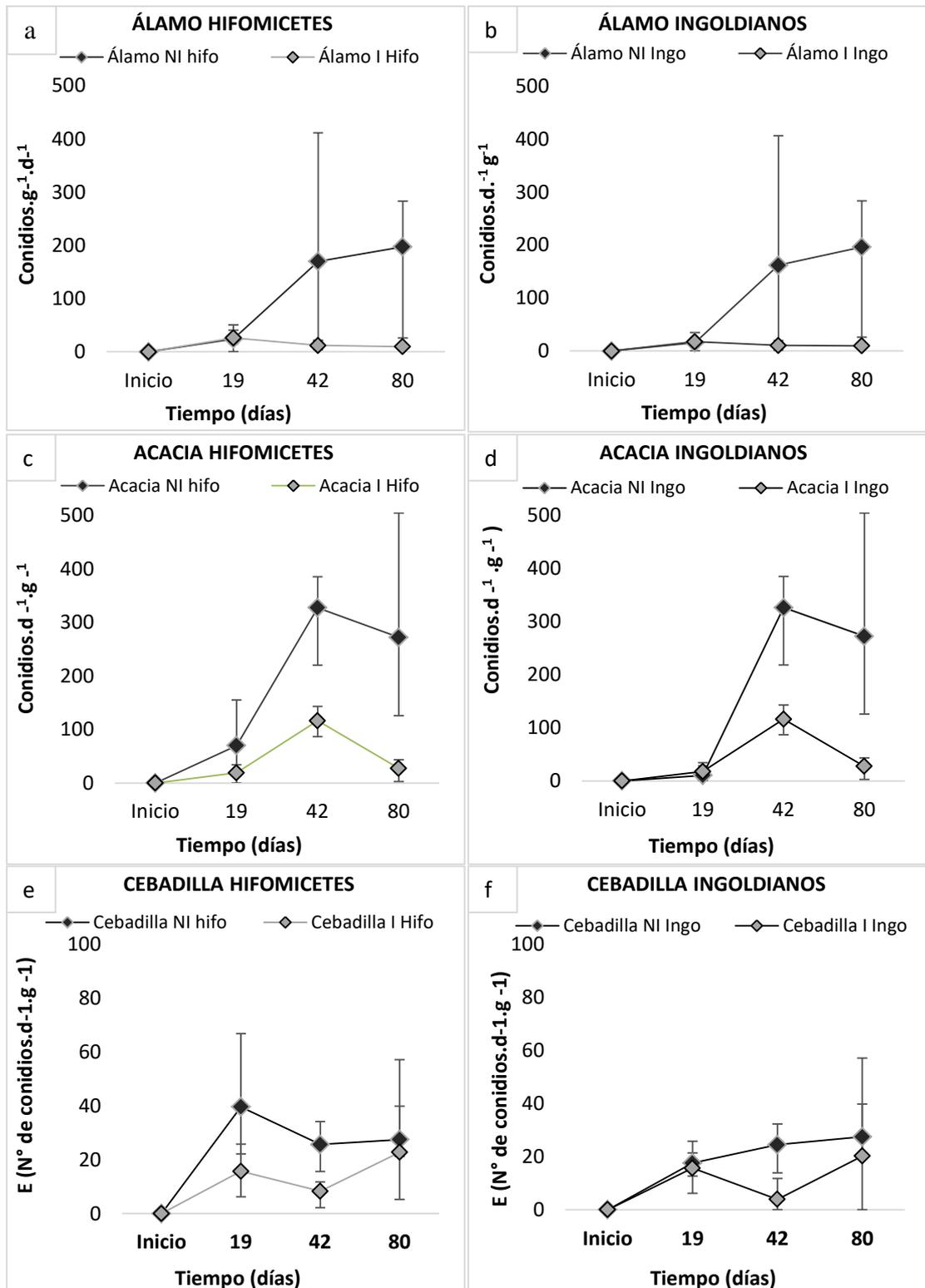


Figura 4.16. Valores medios, máximos y mínimos de las tasas de esporulación en el arroyo Durazno Chico. **a** y **b**: álamo; **c** y **d**: acacia negra; **e** y **f**: cebadilla criolla. NI hifo e I hifo: hifomicetes en el tramo no impactado e impactado, respectivamente. NI ingo e I ingo; Hongos ingoldianos en ambos tramos.

De acuerdo a lo descrito, en todos los tipos de hojarasca y períodos, la esporulación en el tramo impactado presentó una mayor proporción de conidios pertenecientes a hongos ingoldianos, aunque en menores cantidades que en el tramo no impactado. En este último sitio fue similar a partir de los 30 días, aunque a los 15 días, en acacia negra y cebadilla criolla, los hongos típicamente terrestres fueron también abundantes.

4.3.5. Actividades enzimáticas extracelulares

Las actividades de las tres enzimas analizadas presentaron diferencias no significativas entre los tramos del arroyo Durazno Chico, tanto al considerar los tratamientos con PCNB como el control. Sin embargo, en todos los casos el fungicida produjo una fuerte disminución en las actividades enzimáticas extracelulares respecto al control.

- Fosfatasa alcalina

Las actividades de estas enzimas en el control fueron mayores en el tramo no impactado. En el tratamiento con fungicida, dichas actividades fueron similares en ambos tramos (Figura 4.17a). La AEH (actividad enzimática de hongos) fue un 30 % menor en el tramo impactado que en el no impactado (Figura 4.17b).

- β – glucosidasa

La actividad de esta enzima en el control fue mayor en el tramo impactado. En el tratamiento con PCNB las diferencias fueron casi nulas (Figura 4.17c). La AEH en este caso fue un 25% mayor en el tramo impactado en relación al no impactado (Figura 4.17d).

- Celobiohidrolasa

En este caso se produjo un patrón distinto a lo mencionado para las otras enzimas. En el control, la actividad fue levemente mayor en el tramo impactado. Al considerar el tratamiento con PCNB, se registró una gran diferencia respecto a lo anteriormente mencionado; en el tramo impactado la actividad fue mucho mayor que en el no impactado (Figura 4.17e). La AEH resultó ampliamente mayor en el tramo no impactado (29 %), mientras que en el tramo impactado fue muy baja (3,6%) (Figura 4.17f).

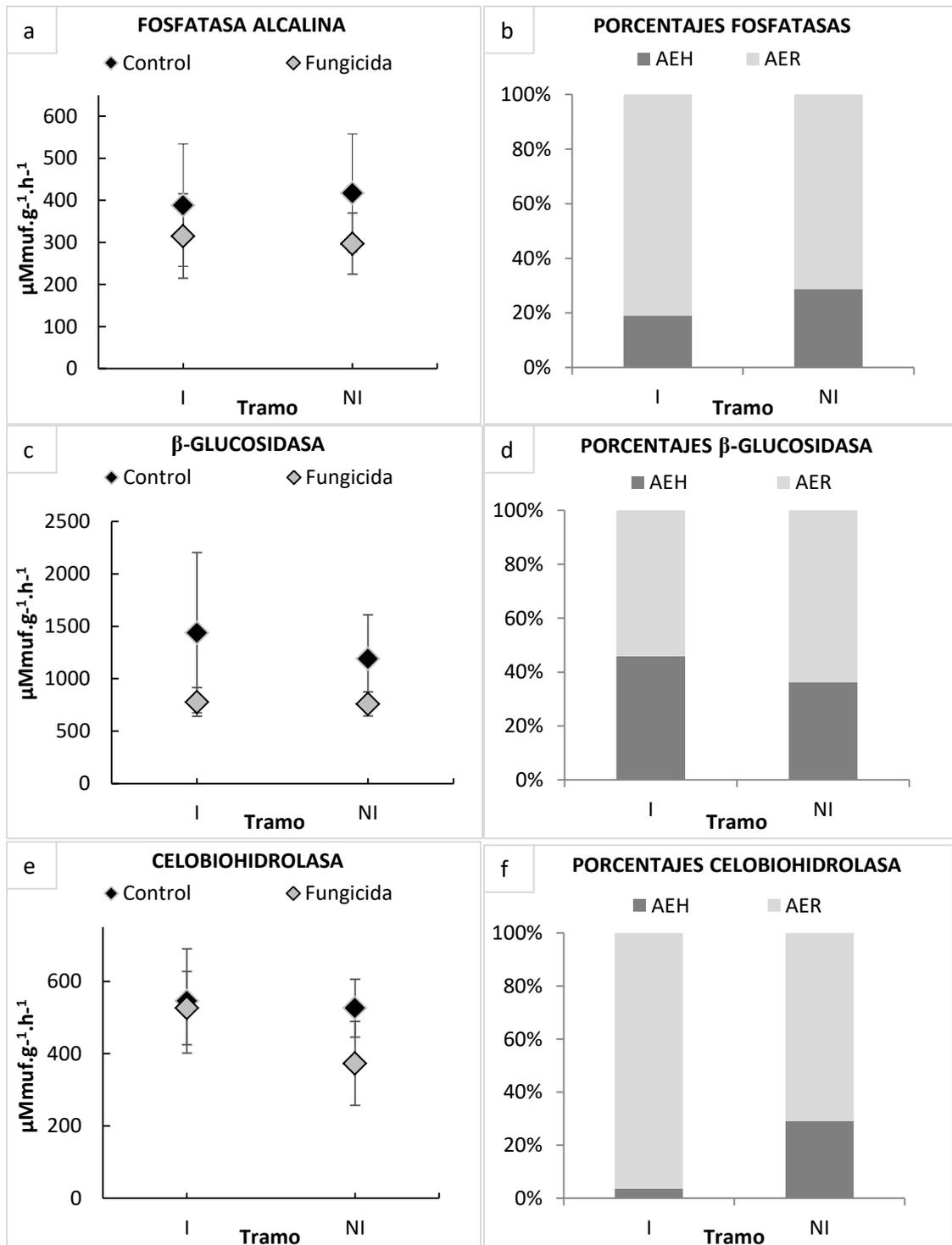


Figura 4.17 Actividades enzimáticas extracelulares de los microorganismos descomponedores en hojas de acacia negra, para cada tramo del arroyo Durazno Chico. **a-** Fosfatasa alcalina; **b-** Porcentajes de actividad fosfatasa alcalina de hongos (AEH) y del resto de los microorganismos (AER); **c-** actividad β-glucosidasa; **d-** AEH y AER β-glucosidasa; **e-** actividad celobiohidrolasa; **f-** AEH y AER celobiohidrolasa. Rombos negros: tratamiento control. Rombos grises tratamiento con PCNB. NI- tramo no impactado; I- tramo impactado.

4.4. DISCUSIÓN

Todos los análisis realizados en este capítulo indican en general un efecto negativo de la ganadería sobre los ensambles de hongos estudiados y los procesos ecosistémicos analizados.

- *Micoplancton*

La presencia de hifomicetes en todos los cursos de agua con impacto de cría extensiva de bovinos es un indicio de que algunos de estos microorganismos pueden tolerar el efecto de este tipo de perturbaciones. Sin embargo, como se observó en los tramos Nutrias y La Choza 0, es posible que se encuentren pocos hongos ingoldianos o estén ausentes en el plancton de algunos arroyos con ese impacto.

La similitud entre los tramos de acuerdo con la P/A de las especies mayoritarias estuvo determinada por el uso de los suelos aledaños a los arroyos (pasturas con o sin presencia de ganado) y por la cercanía de los mismos. Sin embargo, la actividad ganadera en los márgenes de los cursos de agua parece ser un factor primordial en la diferenciación de los sitios, incluso en aquellos ubicados geográficamente cerca.

Con respecto a la ubicación geográfica de los arroyos, más allá de su proximidad, también se comprobó que aquellos situados en el extremo norte del área de estudio presentaron mayor cantidad de especies, lo que podría significar una expansión de su distribución subtropical, como ocurre con otros organismos (Di Marzio *et al.*, 1994).

Según Arceo (2017) esa zona (norte de Buenos Aires) históricamente fue utilizada en explotaciones agrícolas. Por ejemplo, en la cuenca del río Pergamino solo se destinó a recursos forrajeros el 8 % de la superficie, además, esa región (área agropecuaria núcleo sur) en la actualidad está densamente cultivada y se marcan como “ganadería” superficies muy reducidas. De ello se desprende que actualmente, la actividad ganadera tendría una menor influencia sobre los arroyos de esa área, al abarcar superficies reducidas y por lo cual, no afectaría en demasía a los ensambles de hifomicetes acuáticos que se encuentran en los mismos.

Independientemente del efecto negativo de la actividad ganadera sobre los hongos ingoldianos, el análisis de escalamiento óptimo, mostró que la presencia de la mayoría de los hongos acuáticos se vio favorecida por altos niveles de nutrientes y en menor medida por el OD. Previamente se ha demostrado que la disponibilidad de nutrientes, junto con la calidad de los sustratos disponibles para estos microorganismos,

determinan la capacidad de los mismos para incrementar de forma eficaz su biomasa y esporulación (Gessner, 1997; Krauss 2003; Krauss *et al.*, 2011).

Los modelos de regresión generados para el micoplancton también indicaron un efecto negativo de la actividad ganadera sobre la riqueza de especies en el micoplancton. De acuerdo con los resultados de los mejores modelos obtenidos para los hongos ingoldianos, la importancia de esa variable fue de 91 % en la capacidad predictiva de los mismos, y fue la única con dicha capacidad en el caso del modelo de Poisson generado para la riqueza de *Tetracladium*.

La significancia de lo mencionado radica en la posibilidad de la utilización de esos parámetros como bioindicadores de contaminación por actividad ganadera en los cursos de agua. En particular, el género *Tetracladium*, como ya se comentó, presenta varias especies con distribución cosmopolita y un elevado número de las mismas en la región pampeana (Kravetz *et al.*, 2018; Tarda *et al.*, 2019).

Varios autores han postulado la posibilidad de utilizar a los hifomicetes acuáticos como bioindicadores de calidad del agua, tanto a nivel de especies como de los parámetros estructurales de sus comunidades. Los índices de diversidad elevados, en general están concatenados a la alta calidad del ambiente en que habitan (Fernández y Smits, 2005; Fernández *et al.*, 2010). Solé *et al.* (2008), observaron en Portugal que sitios contaminados con metales pesados y grandes cargas de nutrientes afectan incluso a especies que en general son tolerantes a valores menores de esas variables.

De acuerdo con ello, estos autores sugieren la utilización de varios parámetros para la evaluación del impacto ambiental con hongos ingoldianos como bioindicadores. Así, la presencia de especies del género *Tetracladium*, en conjunto con la evaluación de la riqueza de especies de hongos ingoldianos, resultan de gran interés en el desarrollo de modelos de predicción de impacto ambiental por actividad ganadera a través de su uso en el monitoreo de la contaminación de los cursos de agua en la región pampeana.

- *Descomposición de hojarasca*

Las tasas de descomposición presentaron valores menores en los tramos impactados, con diferencias importantes, solo en las bolsas de malla fina, lo que indicó un efecto de la actividad ganadera sobre este proceso y los microorganismos que lo llevan a cabo. En las bolsas con malla gruesa, los resultados fueron heterogéneos por lo que no fue apreciable el efecto en ese caso y por lo tanto en la descomposición asociada a los invertebrados. Al analizar los cocientes de las tasas de descomposición, el arroyo Durazno Chico fue el único que presentó un grado de impacto considerable, el que se

vio reflejado en el valor de los métricos I/NI y afectó a ambos tipos de organismos (microorganismos e invertebrados). No obstante, ello no sucedió en los otros arroyos analizados, donde el grado de impacto, medido a través de ese métrico, solo fue evidente para los microorganismos. Se deduce que estos últimos presentan mayor sensibilidad al impacto que los invertebrados descomponedores.

Gessner y Chauvet (2002) propusieron la utilización de estos cocientes como indicadores funcionales de la calidad del ambiente, para su empleo en el monitoreo de la contaminación de sistemas acuáticos. De acuerdo a estos autores, al comparar procesos que ocurren a nivel ecosistema e involucran un conjunto de organismos y mecanismos, permite una evaluación integral del estado de los cuerpos de agua.

- *Hifomicetes descomponedores*

En el experimento de esporulación, pese a las diferencias observadas entre los distintos sustratos, se ve en todos los casos, que al principio los descomponedores mayoritarios fueron hifomicetes ingoldianos, en conjunto con hongos típicamente terrestres como *Alternaria*. Estos últimos, a medida que transcurrió el experimento disminuyeron su abundancia y fueron parcial o totalmente reemplazados por especies de hongos ingoldianos, algunas dominantes y varias ocasionales. Desde un principio, en el tramo no impactado, las especies acuáticas superaron ampliamente la abundancia de las terrestres. A diferencia de ello, en el tramo impactado, se produjo un reemplazo paulatino de estas últimas por especies de hongos ingoldianos. Las diferencias entre los valores observados en las tasas de esporulación, permite inferir que la modificación en las condiciones ambientales producidas por el impacto de la ganadería afecta la actividad reproductora de estos organismos.

Los resultados de la aplicación de los índices de diversidad de Hill indicaron que la actividad ganadera produce un efecto negativo significativo, sobre la riqueza de especies de hongos con capacidad para esporular, en particular en hojas de acacia. Dicho efecto, además se incrementó con el transcurso del tiempo, evidenciando así, mayores diferencias entre los microorganismos asociados a la descomposición. La menor cantidad de especies abundantes y muy abundantes que se observó al analizar los parámetros N1 y N2 en el tramo impactado, indicaron un posible efecto de disminución en la producción de conidios de las especies dominantes. Solé *et al.* (2008) reportan resultados similares en hábitats poluidos por distintas concentraciones de metales, nutrientes y materia orgánica, donde observaron en general valores bajos de riqueza de especies y una alta equitatividad. Sin embargo no hemos encontrado bibliografía

referida al efecto de la ganadería sobre los hifomicetes acuáticos en relación a ninguno de los parámetros evaluados.

Al considerar en forma cronológica las variaciones en los parámetros de Hill, se observó en el tramo no impactado, un leve incremento de las especies abundantes y muy abundantes (N1 y N2, respectivamente), a medida que transcurrió el experimento. Esto se podría relacionar con un agotamiento de los recursos de la hojarasca, disponibles para los microorganismos descomponedores durante las últimas etapas del proceso. Ello, a su vez se condice con lo observado en el experimento de descomposición realizado en el mismo arroyo. De la misma forma, Sati *et al.* (2009) reportaron una disminución de la riqueza de especies y un aumento de la equitatividad en los períodos finales de la descomposición de hojarasca asociados al agotamiento del sustrato.

Las tasas de esporulación fueron menores en el tramo impactado al considerar el álamo y la acacia negra, pero no así la cebadilla criolla, sustrato que además presentó pocas variaciones a lo largo del experimento. Las diferencias mencionadas se podrían atribuir a que la cebadilla criolla es una gramínea nativa y los otros sustratos hojarasca de plantas arbóreas. Debido a ello, al ser muy disimiles tanto en su estructura como a nivel de composición química, ello resulta determinante, tanto en la posibilidad de colonización de las distintas especies presentes en el arroyo, así como en la capacidad de producir conidios de los organismos colonizantes, a partir de la degradación de los distintos sustratos (Graça & Canhoto, 2006).

Las diferencias en las tasas de esporulación entre ambos tramos, pudo deberse a la poca cantidad de especies presentes en el sitio impactado y en general con valores muy bajos de producción de conidios. Por el contrario, en el tramo no impactado se presentaron especies normalmente reportadas con altas tasas de esporulación. Ese es el caso de *A. longissima* y *T. marchalianum* (Solé *et al.*, 2008).

- *Actividades enzimáticas*

Las actividades fosfatasa alcalina, β -glucosidasa y celobiohidrolasa se vieron poco afectadas por la ganadería cuando se consideraron todos los organismos involucrados. Sin embargo, hubo variaciones de acuerdo al tramo considerado, al calcular los porcentajes de actividades enzimáticas asociadas a los hongos; comparar y relacionar los tratamientos con fungicida PCNB.

Al analizar las actividades de cada enzima, se observó en el caso de las fosfatasas, que hubo un efecto mayor de la actividad ganadera sobre el porcentaje AEH, que sobre la asociada el resto de los microorganismos descomponedores. Estos,

absorben los nutrientes como el fosfato directamente desde la columna de agua; cuando los requerimientos de este nutriente superan la disponibilidad del que se encuentra soluble, los organismos producen enzimas fosfatasas extracelulares, para obtenerlo desde otras fuentes, lo que además les insume un gasto de energía (Elosegi y Sabater, 2009). De esa forma, la menor actividad fosfatasa observada en el tramo impactado concuerda con altos valores de fosfatos en la columna de agua, medidos allí.

La actividad β – glucosidasa presentó un patrón opuesto a lo comentado para las fosfatasas. En este caso, en relación con los otros microorganismos, las enzimas producidas por los hongos se incrementaron por la actividad ganadera, lo que podría deberse a que las deposiciones del ganado proveen un sustrato parcialmente degradado, ofreciendo un sustrato adicional para acceder a azúcares más simples.

Las actividades celobiohidrolasas totales fueron similares en ambos tramos para el control, pero muy distintas al considerar el tratamiento con PCNB. El porcentaje de AEH fue prácticamente nulo en el sitio impactado, lo que indica que, en los tramos con ganadería, la actividad proveniente de los hongos que degradan compuestos estructurales es prácticamente nula, al menos durante las primeras fases del proceso de descomposición, momento en que se realizó la medición.

De acuerdo con Romaní *et al.* (2006) los microorganismos (bacterias, hongos y oomicetes) actúan de forma sinérgica en el proceso de descomposición de la hojarasca en los cursos de agua, siendo el mismo más eficiente cuando lo hacen en conjunto que de forma individual. (actividad enzimática integrada). De esa forma, la baja AEH celobiohidrolasa observada en el tramo impactado por ganadería, indicaría un efecto negativo que puede afectar el funcionamiento del sistema. En los mismos, la degradación incompleta de los compuestos estructurales de la hojarasca conducirían a una mayor acumulación de compuestos orgánicos recalcitrantes. Ello a su vez, modificaría las condiciones del ambiente, imposibilitando aún más el desarrollo adecuado de las comunidades fúngicas y como consecuencia la disminución de la actividad enzimática integrada.

En este estudio, los parámetros biológicos analizados en los ensambles de hongos del arroyo Durazno Chico concuerdan con lo observado en los cocientes de las tasas de descomposición, de lo que se desprende que el grado de impacto en el tramo con actividad ganadera, afecta considerablemente tanto al proceso de descomposición como a los organismos involucrados en el mismo.

Finalmente, el efecto de este impacto sobre otras comunidades de organismos acuáticos presentes en la región ha sido estudiado. Vilches (2012) realizó una descripción de las características de varios de los arroyos donde se realizó este estudio y observó distintas variaciones en relación a parámetros estructurales y funcionales del perifiton, en tramos donde hubo distintas intensidades de actividad ganadera. Bertora *et al.* (2018) observan que, en ambientes impactados por ganadería, la disminución en la riqueza de especies de peces es equivalente a la que se produce en ambientes urbanos, siendo muy superiores en sitios con riberas que presentan áreas buffer y evitan una proporción importante del ingreso de contaminantes a los cursos de agua.

Giorgi *et al.* (2014b), realizaron un experimento de exclusión de ganado durante 3 años, en un tramo aguas arriba del tramo La Choza 0. Observaron que la falta de pisoteo por parte del ganado mejoró la profundidad y continuidad del cauce, promovió un mayor desarrollo en altura de la vegetación ribereña y menor fragmentación de la ribera, el índice de calidad de ribera se duplicó y se incrementaron los valores de OD y SatOD, lo que estaría indicando que la perturbación desaparece relativamente rápido.

En síntesis, los ensambles de hifomicetes acuáticos en los arroyos con impactos por ganadería se vieron afectados, en relación a lo que ocurre en los sitios de referencia. Ello se comprobó, al registrar una baja presencia de especies tanto en el micoplancton de los distintos arroyos, así como en la hojarasca en descomposición en el arroyo Durazno Chico; a su vez, el efecto negativo también se observó en la capacidad de producción de conidios, los tiempos de colonización de las especies en la sucesión de hongos en los sustratos y las actividades enzimáticas, en particular el porcentaje de actividad celobiohidrolasa asociado a los hongos.

CAPÍTULO 5

**IMPACTO DE LA ACTIVIDAD URBANO-
INDUSTRIAL SOBRE LOS HIFOMICETES
ACUÁTICOS**

5.1. INTRODUCCIÓN

La urbanización es un proceso territorial y socioeconómico que induce una transformación radical del uso del suelo y su cobertura, el cual, se encontraba previamente dominado por paisajes naturales o estaba dedicado a actividades agropecuarias (Weber y Puissant, 2003). Constituye uno de los procesos que produce mayores cambios en el ambiente, influyendo así en el funcionamiento de los ecosistemas y está íntimamente ligado al incremento de los problemas ambientales y de los riesgos a fenómenos naturales (López *et al.*, 2001). Además, el crecimiento desorganizado y no planificado de las urbanizaciones, origina diversos efectos sobre los ecosistemas, tanto de aquellos ubicados en las áreas donde se desarrollan, así como en lugares aledaños y alejados, donde se sitúan industrias y sumideros de desechos provenientes de ambas actividades (Tang *et al.*, 2008).

En la región pampeana, desde la década de 1940, tierras de gran aptitud agrícola han sido transformadas en sitios de usos urbanos e industriales debido a la expansión de las ciudades fenómeno que se ha denominado “geofagia”. Ello ocurrió principalmente en el área metropolitana de la ciudad de Buenos Aires (Morello *et al.*, 2000). Asimismo, en comparación con otros países, la población urbana en Argentina era del 89,3% en el año 2001, cifra que se mantiene en la actualidad (INDEC 2020), mientras que a nivel mundial alcanzó un 47% en el año 2000 (Bolay y Rabinovich, 2004).

En Buenos Aires, la dimensión metropolitana se creó en torno al concepto de región, sintetizando a lo largo del tiempo el crecimiento hacia la pampa y hacia el Río de la Plata, lo que significó la construcción de un espacio metropolitano de notable densidad poblacional. En las últimas cinco décadas la superficie urbanizada llega a duplicar la huella de toda la historia urbana de 430 años. (Dinucci y Linares 2016). Además, en términos de estructura urbana, predomina una creciente fragmentación socioespacial, que rompe con el clásico modelo centro-periferia que caracterizaba a las ciudades de la región (Velázquez *et al.*, 2014).

El desarrollo industrial está asociado íntimamente con los procesos de urbanización de un territorio. Ello induce una fuerte activación socioeconómica y mejoras en la calidad de vida de los habitantes. Sin embargo, también es capaz de ocasionar modificaciones muy importantes del entorno, además de la contaminación del aire, las aguas y los suelos, agotamiento de recursos naturales y su degradación. Todo

ello, a su vez, influye negativamente, de forma directa o indirecta sobre el bienestar, la calidad de vida y la salud de la población (Suárez Tamayo *et al.*, 2014).

En la región pampeana los problemas de contaminación más graves, asociados a la industrialización, se concentran en el complejo fluvial-industrial que une las ciudades de Rosario, Buenos Aires y La Plata, así como en otros centros urbanos del país. Los principales problemas ambientales asociados a la industrialización en esa zona son: uso inadecuado del espacio territorial; altos índices de contaminación hídrica, por la disposición de residuos líquidos sin tratamiento; manejo deficiente de desperdicios sólidos, particularmente importante en el caso de los peligrosos y patógenos; gestión deficiente de sustancias y productos químicos dañinos; deterioro de la calidad del aire por contaminación atmosférica y pérdida de la diversidad biológica (Gallopín, 2004).

Estos problemas se acrecientan porque los cursos de agua proveen una gran cantidad de servicios ambientales a las sociedades urbanas. Con el crecimiento poblacional actual y la gran demanda de recursos vitales como agua y alimentos, la utilización de esos servicios ambientales ha aumentado exponencialmente (Motesharrei *et al.*, 2016; Vollmer *et al.*, 2018).

Los ríos y arroyos se encuentran entre los ambientes que han sufrido mayor impacto por las actividades urbano-industriales. Los mismos, reciben todo tipo de contaminantes con diversos grados de toxicidad, a través efluentes líquidos que ingresan en ellos, ocasionando grandes perturbaciones, las que en la mayoría de los casos resultan irreversibles. De esa forma se ven afectados los organismos presentes y los procesos ecosistémicos en los que están implicados (Walsh *et al.*, 2005; Roy *et al.*, 2009; Beaulieu *et al.*, 2014).

Esas modificaciones producen lo que se denomina “síndrome del río urbano”, lo cual ocurre como consecuencia de la remoción de la vegetación ribereña y acuática, la disminución de la permeabilidad de los suelos y su erosión, canalizaciones, estabilización de las cuencas, ingreso de residuos por descargas puntuales y contaminación difusa (Meyer *et al.*, 2005; Walsh *et al.*, 2005; Roy *et al.*, 2009). El producto de este síndrome es una homogeneización de los ambientes del curso de agua como consecuencia de la pérdida y fragmentación del hábitat, cambios en los regímenes hidrológicos, térmicos y lumínicos, lo que resulta en una disminución en la calidad y abundancia de los recursos alimenticios para la biota acuática y un efecto negativo para la biodiversidad y la integridad ecosistémica (Groffman *et al.*, 2004; Pickett *et al.*, 2008; Walsh *et al.*, 2005).

Entre las industrias que generan mayor impacto ambiental sobre los sistemas acuáticos se encuentran las del rubro textil. Estas, aportan gran cantidad de contaminantes, utilizando importantes volúmenes de agua junto con compuestos recalcitrantes y de elevada toxicidad ambiental en los procesos de tinción, lavado y acabado (Rott & Minke, 1999; Chequer *et al.*, 2013). Esos procesos, generan un elevado porcentaje de residuos que se eliminan junto con el agua a través de canales de evacuación hacia cursos de agua cercanos, luego de pasar por una planta de tratamiento de efluentes que en general resulta ineficiente, o de forma directa, sin ningún tipo de tratamiento (Wesenberg *et al.*, 2003; Luchetti y Giorgi, 2009).

Los compuestos más utilizados por este tipo de industrias son: colorantes, pigmentos, metales como cadmio y cromo, gran cantidad de materia orgánica disuelta y en suspensión, sólidos, pesticidas, altas concentraciones de fosfatos, sodio, cloro y sulfatos. La magnitud de los volúmenes desechados dificulta la eliminación de estas sustancias por procesos de autodepuración en los cursos de agua receptores, por lo que resultan fuertemente perjudicados (O'Neill *et al.*, 1999; Wesenberg *et al.*, 2003; Cortazar-Martínez *et al.*, 2012).

El objetivo de este capítulo fue evaluar el efecto de impactos producidos por urbanizaciones e industrias sobre los hifomicetes, teniendo en cuenta su presencia y riqueza de especies en el plancton y su relación con variables ambientales, así como la estructura de los ensambles de descomponedores, la esporulación y las actividades enzimáticas extracelulares fosfatasa alcalina, β -glucosidasa y celobiohidrolasa, producidas por hongos y otros microorganismos.

5.2. MATERIALES Y MÉTODOS

5.2.1. Sitios de estudio

La evaluación de los efectos de la actividad urbano-industrial se realizó en 4 arroyos, donde se establecieron sitios de muestreo en tramos que se ubicaron aguas abajo de una zona fuertemente industrial y con influencia de una urbanización (La Choza y Gutiérrez) o solo con desarrollo urbano (Salgado y Giles) y tramos no impactados de los mismos cursos de agua, ubicados aguas arriba de las fuentes de impacto (Figura 5.1).

Se realizó además una evaluación de la calidad ecológica del arroyo Gutiérrez. El que recibe un impacto puntual, por el ingreso de un efluente industrial textil. Se

estudió el efecto de esa perturbación sobre variables de calidad del agua y parámetros biológicos en cinco tramos de este curso de agua.



Figura 5.1. izq- Tramo impactado por actividad urbano-industrial en el arroyo Gutiérrez (Sitio V). Se observa la coloración violácea del agua, producto del ingreso del efluente industrial textil aguas arriba. **der-** tramo no impactado.

- *Arroyo La Chozza*: como ya se mencionó en el capítulo anterior (ítem 4.2.1), el arroyo La Chozza nace en localidad de General Las Heras y desemboca en la represa Ing. Roggero.

El tramo no impactado se ubica en la mitad de su recorrido, en el límite de la localidad de General Rodríguez, en una zona rural. Las barrancas son poco pronunciadas y los márgenes conservados. Presenta un área *buffer* de aproximadamente 15 metros en ambos márgenes. El sustrato del arroyo es tosca. El agua es poco turbia aunque tiene el color marrón que le da la presencia de sustancias húmicas. La vegetación ribereña tuvo predominio herbáceo con gramíneas y duraznillo.

El tramo impactado se ubica en las afueras de la ciudad de General Rodríguez, en una zona con fuerte desarrollo industrial. Aguas arriba del tramo ingresa además un curso de agua con los residuos cloacales de la mencionada ciudad. Presenta barrancas pronunciadas y márgenes conservados. El área *buffer* de ambas riberas es aproximadamente de 10 metros. El sustrato del arroyo es tosca cubierta con arcilla y limo. El agua es turbia. La vegetación ribereña presenta predominio de juncos y gramíneas.

- *Arroyo Gutiérrez*: es un curso de agua pequeño, afluente del río Luján. Este arroyo es uno de los más cercanos a la ciudad de Luján; posee una longitud aproximada de 10 km y atraviesa distintas zonas residenciales, finalizando en una reserva forestal municipal, donde desemboca en el Río Luján.

A pesar de sus pequeñas dimensiones, este arroyo constituye una importante fuente de ingreso de contaminantes sobre el mencionado río, ya que aproximadamente a la mitad de su recorrido, se ubica una industria textil dedicada al estampado de telas y otra dedicada a la manufactura y tinción, que vierten sus residuos líquidos en este arroyo desde hace más de 40 años (Luchetti y Giorgi, 2009). Si bien, en la actualidad ambas industrias cuentan con plantas de tratamiento de sus efluentes, y una de ellas ha cambiado de procesos, de nombre y de propietarios, las plantas resultan insuficientes para realizar un tratamiento adecuado, por el volumen de los efluentes y las características de los mismos.

- Sitio I (tramo no impactado): se ubica 500 metros aguas arriba de la fuente de impacto, en una zona suburbana con baja densidad poblacional. Presenta gran desarrollo de plantas acuáticas sumergidas y arraigadas con predominio de *Rorippa* sp. El fondo es tosca, compacta en la zona central y con sedimentos en los bordes. El agua es clara. Presenta vegetación arbustiva silvestre en las riberas, formando un área *buffer* de aproximadamente 15 metros, a partir desde donde comienza un área residencial.

- Sitio II (tramo de transición): se ubica en un área suburbana con población dispersa, 20 metros aguas arriba de la descarga del efluente textil, con refluo del mismo a causa de la escasa pendiente. Se observó heterogeneidad en la distribución de plantas acuáticas y coloración del agua en los márgenes del cauce. El margen sobre el que ingresa el efluente industrial presentó macrófitas sumergidas como *Ceratophyllum demersum* y emergentes como *Typha latifolia*. Además, se observaron sedimentos con coloración en el fondo y agua turbia. El otro margen del cauce presentó *R. nasturtium aquaticum*, con el fondo de tosca compacta y sin sedimentos, el agua es clara. La vegetación en las riberas tuvo predominio de gramíneas y otras herbáceas.

- Sitio III (mayor grado de impacto): se ubica 20 metros aguas abajo de la fuente de impacto. Presentó algunas macrófitas sumergidas como *Egeria densa*, con raíces adventicias muy dispersas. Hubo sedimentos coloreados cubriendo la mayor parte de la superficie de las plantas. El fondo del tramo tuvo una coloración negra, producto de la gran cantidad de sedimentos acumulados, presumiblemente residuos de fibras de

algodón coloreadas y agua con un tono violáceo fuerte. Las riberas presentan vegetación arbórea invasora, con predominio de acacia negra y ligustro.

- Sitio IV (impacto intermedio): Se ubica 500 metros aguas abajo de la fuente de impacto, en una zona suburbana con población dispersa. Tuvo poco desarrollo de plantas acuáticas, con predominio de *Rorippa* sp. El fondo es de tosca compacta en el centro, con sedimentos coloreados en los bordes. El agua es clara, aunque con coloración violácea. Las riberas tienen gramíneas y herbáceas palustres en uno de los márgenes, mientras que en el otro margen presenta vegetación arbórea invasora similar al sitio III.

- Sitio V (levemente recuperado): Se ubica 2 km aguas abajo del ingreso del efluente industrial, en la reserva natural municipal quinta Cigordia, la que se encuentra en la desembocadura del arroyo en el río Luján. No tiene plantas acuáticas, por la presencia de una gran densidad de vegetación ribereña invasora, con predominio de acacia negra, que sombrea en su totalidad el cauce del arroyo. El fondo es de tosca compacta, con pocos sedimentos coloreados. El agua es poco turbia con una leve coloración violácea.

- *Arroyo Salgado*: nace en la localidad de Lobos y desemboca en la laguna San Martín. Tiene una longitud aproximada de 40 km.

El tramo impactado se ubica aguas abajo, en la ciudad de Lobos cerca del cruce con la ruta provincial 41. Presenta barrancas muy pronunciadas y rectificadas en ambos márgenes. El área *buffer* es de aproximadamente 10 metros de ambos márgenes. El sustrato presenta gran cantidad de sedimentos anóxicos acumulados. El agua es turbia. La vegetación ribereña herbácea con presencia de juncos, cortaderas y otras gramíneas. El tramo no impactado se sitúa en una zona rural, aguas arriba de la localidad de Empalme Lobos. Presenta barrancas pronunciadas y márgenes no conservados por una antigua canalización. Área *buffer* de aproximadamente 20 metros en ambos márgenes. El sustrato del arroyo tuvo gran cantidad de sedimentos acumulados formando islas de plantas palustres (juncos). El agua muy turbia. La vegetación ribereña tiene predominio herbáceo con gramíneas cespitosas, cortaderas y juncos.

- *Arroyo Giles*: nace en la localidad de San Andrés de Giles y desemboca en el río Areco. Tiene una longitud aproximada de 30 km.

El tramo impactado se ubica en el centro de la ciudad de San Andrés de Giles. Presenta barrancas pronunciadas y una rectificación reciente en uno de los márgenes. El área *buffer* es nula, lindando con un asentamiento residencial del lado rectificado y con una zona recreativa en el margen opuesto. El sustrato del arroyo es arcilla con sedimentos. El agua es turbia. La vegetación ribereña tiene predominio arbóreo con presencia de tala y acacia negra.

El tramo no impactado se ubica cerca de las nacientes, en un área rural que limita con el ejido urbano de la localidad. Tiene barrancas poco pronunciadas y márgenes no conservados por una antigua canalización; un área *buffer* de aproximadamente 25 metros de ambos lados. El sustrato del arroyo presenta sedimentos arcillosos. El agua es turbia. La vegetación ribereña tiene predominio arbóreo con álamo negro, tala y acacia negra.

Los procedimientos generales y los muestreos de micoplancton se detallaron en el capítulo II.

5.2.2. Descomposición de hojarasca

Los experimentos de descomposición de hojas de álamo se llevaron a cabo en todos los tramos de los arroyos. En el caso del arroyo Gutiérrez además se utilizó acacia negra y cebadilla criolla y solo se evaluó la descomposición en bolsas de malla fina. Los procedimientos se realizaron según lo mencionado en la metodología general (ítem 2.5).

5.2.3. Hifomicetes descomponedores de hojarasca

Se realizaron experimentos de esporulación de hifomicetes, en los arroyos Giles y Gutiérrez, de forma simultánea con los de descomposición y utilizando los mismos sustratos. Los procedimientos se realizaron según lo mencionado en la metodología general (ítem 2.6).

En el arroyo de Giles, el experimento se realizó en cinco intervalos (5, 11, 16, 30 y 60 días). En el caso del arroyo Gutiérrez se realizaron ensayos en dos ocasiones:

1- se evaluó la esporulación en hojas de álamo, acacia negra y cebadilla criolla en tres períodos de colonización en el arroyo (15, 30 y 78 días).

2- se evaluó la esporulación en acacia negra luego de 20 días de colonización en 5 sitios a lo largo del arroyo.

5.2.4. Análisis de actividades enzimáticas extracelulares

La medición de actividades enzimáticas, fosfatasa alcalina, β -glucosidasa y celobiohidrolasa se realizó en los cinco tramos del arroyo Gutiérrez. Los procedimientos se realizaron de acuerdo al ítem 2.7. El período de colonización de la hojarasca en el arroyo fue de 20 días.

5.2.5. Análisis estadísticos

Las comparaciones de las variables descriptivas se realizaron según lo mencionado en el ítem 2.9.2.

Las asociaciones entre las variables de caracterización de los tramos y los ensambles de hifomicetes en el micoplancton se realizaron con los parámetros OD; SatOD; fosfatos; nitratos; nitritos; amonio y ácidos húmicos. Los mismos, se seleccionaron de acuerdo a su representatividad e importancia en la descripción de las condiciones ambientales y permitieron analizar de forma adecuada el efecto del impacto.

Dicha selección se basó en el número máximo de variables posibles para utilizar en los ACP. Entre las opciones posibles se prefirió aquellas que, de acuerdo a la bibliografía, representaron mayor influencia de la actividad urbano-industrial y su posible efecto sobre los hongos ingoldianos (Solé *et al.*, 2008; Krauss *et al.*, 2011; Vilches, 2012; Pietryczuk *et al.*, 2018):

- Concentración de oxígeno disuelto, por su influencia sobre la disponibilidad de este compuesto para dichos organismos, los que son estrictamente aeróbicos.

- Porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, parámetro asociado a la presencia de organismos autótrofos que pueden influir en el desarrollo de algunas especies de hongos ingoldianos.

- Nutrientes (fosfatos, amonio, nitratos y nitritos), parámetros asociados a la eutroficación de los cursos de agua y la presencia de hongos ingoldianos.

- Ácidos húmicos, pueden reflejar un proceso erosivo, así como la disminución de la permeabilidad del suelo.

Las asociaciones entre los tramos impactados y no impactados, según la presencia/ausencia de especies en el micoplancton se realizaron mediante análisis de clasificación, con matrices de distancia euclídea utilizando el método de Ward. Las relaciones entre las variables de caracterización de los tramos y estos mismos

parámetros se evaluaron con análisis de escalamiento óptimo. Las correlaciones entre las variables ambientales y la riqueza de especies en el micoplancton se analizaron mediante análisis de componentes principales.

5.3. - RESULTADOS

5.3.1. Caracterización de los tramos

Los resultados de los parámetros de calidad del agua de los arroyos con impacto urbano-industrial y sus respectivos tramos no impactados se presentan en la Tabla 5.1. A excepción del tramo urbano-industrial del arroyo La Choza, en todos los casos la profundidad media fue menor a 0,3 m, el ancho medio fue variable, con valores desde 2,3 m hasta 11 m. La velocidad del agua y el caudal presentaron valores bajos (menores a 0,5 m/s y m³/s, respectivamente), propios de los ambientes de la región.

Las diferencias resultaron significativas ($p < 0,05$) para las variables amonio, nitritos, ácidos húmicos y PSI. El pH fue alcalino, con valores próximos a 8,5 y similares en los sitios impactados y no impactados. Los parámetros relacionados con el OD fueron variables, a excepción del arroyo Giles, los tramos impactados tuvieron menor concentración de oxígeno disuelto y subsaturación. En el arroyo La Choza se presentaron las condiciones más extremas; en el tramo no impactado hubo sobresaturación y se registró el valor más alto de OD ($12,2 \pm 1,8$); por el contrario, en el tramo urbano-industrial la concentración de oxígeno fue muy baja, con valores cercanos a la anoxia ($2,03 \pm 0,2$) y saturación de oxígeno menor a 20 %.

La conductividad eléctrica fue alta y muy variable entre los sitios. En todos los casos superó los 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Los mayores valores se registraron en el arroyo Salgado, en ambos tramos fue superior a 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, siendo más altos en el tramo no impactado.

La temperatura varió entre 12,1 y 21,9 °C, lo que se corresponde con el clima asociado al período estacional (otoño).

Los nutrientes, fueron muy variables entre los tramos; a excepción de los nitratos, los sitios impactados tuvieron concentraciones mayores de los mismos. Los fosfatos presentaron valores de aproximadamente el doble de lo registrado en los tramos no impactados. En los tramos impactados de los arroyos Giles y Gutiérrez, el amonio tuvo mayores proporciones que en los sitios no impactados; en el primer caso, los valores fueron levemente mayores, mientras que en Gutiérrez, resultaron hasta 100 veces superiores. Los nitratos variaron entre 1,2 y 2,5 mg/l. La concentración de nitritos

fue como mínimo 5 veces superior y hasta 15 veces mayor en los tramos impactados, respecto a lo observado en los no impactados.

Los ácidos húmicos tuvieron valores de absorbancia bajos, los que fueron mayores en los sitios no impactados. El material particulado inorgánico en suspensión fue mayor en los sitios no impactados, a excepción del arroyo Gutiérrez, donde sucedió lo contrario. Tanto para estos materiales, como para los orgánicos. También debe tenerse en cuenta que todos los sitios impactados tuvieron caudales mayores, de modo que la cantidad de los distintos materiales sólidos y solubles pueden ser mayores en dichos sitios, aún si presentan concentraciones más bajas. Por otro lado las formas de nitrógeno variarán de acuerdo al nivel de oxígeno presente en las aguas en cada sitio de muestreo.

Tabla 5.1. Valores medios y desvíos estándar de las variables medidas en los distintos tramos impactados y no impactados.

PARÁMETROS	La Choza		Gutiérrez		Salgado		Giles	
	NI	I	NI	I	NI	I	NI	I
Profundidad (m)	0,28	0,91	0,13	0,19	0,16	0,11	0,11	0,13
Ancho (m)	2,3	11	2,7	2,1	7,1	8,5	4,6	3,6
Velocidad (m/s)	0,13	0,03	0,1	0,21	0,00	0,02	0,04	0,20
Caudal (m³/s)	0,08	0,31	0,03	0,08	0,02	0,2	0,02	0,09
pH	8,47	8,41	8,69	8,76	8,43	8,15	8,28	8,23
	± 0,2	± 0,4	± 0,04	± 0,1	± 0,3	± 0,2	± 0,3	± 0,2
OD (mg/l)	12,2	2,03	9,69	7,78	6,98	5,79	8,85	10,6
	± 1,8	± 0,2	± 0,5	± 0,2	± 2,5	± 1,5	± 1,2	± 1,0
Saturación OD (%)	121	18	102	72,2	70,5	67,4	97,4	119
	± 13	± 7,1	± 3,6	± 2,5	± 23	± 20	± 20	± 15
Temperatura (°C)	17,6	16,4	14,1	12,1	15,4	21,9	18,3	20,5
	± 4,3	± 2,6	± 0,1	± 0,5	± 1,5	± 3,4	± 2,8	± 2,9
Conductividad (µS/cm)	1630	1347	1051	1511	3592	2611	1028	1211
	± 16	± 62	± 9	± 55	± 733	± 209	± 100	± 11
Fosfatos (mg/l)	0,22	0,72	0,52	1,01	0,23	1,56	0,11	0,18
	± 0,1	± 0,1	± 0,1	± 0,05	± 0,1	± 0,1	± 0,1	± 0,1
Amonio (µg/l)	31	775	301	422	79,6	704	118	159
	± 34	± 544	± 5,2	± 146	± 18	± 663	± 117	± 121
Nitratos (mg/l)	1,7	0,65	1,24	1,58	0,18	2,17	2,49	2,26
	± 0,3	± 0,3	± 0,3	± 0,6	± 0,2	± 0,6	± 1	± 0,5
Nitritos (mg/l)	0,04	0,21	0,02	0,11	0,02	0,34	0,02	0,12
	± 0,0	± 0,2	± 0,0	± 0,02	± 0,0	± 0,0	± 0,0	± 0,1
Húmicos (365 nm)	0,08	0,06	0,08	0,05	0,06	0,04	0,07	0,03
	± 0,0	± 0,0	± 0,01	± 0,02	± 0,0	± 0,0	± 0,0	± 0,0
PST (mg/l)	31,6	29	41,6	43,1	76,2	19,2	49,9	16,7
	± 13	± 0,4	± 0,6	± 1,9	± 58	± 5,3	± 31	± 1,1
PSO (mg/l)	6,92	8,45	9,34	13,5	16,7	13,7	9,33	7,79
	± 1,8	± 1,8	± 0,5	± 0,9	± 11	± 2,8	± 2,9	± 1,7
PSI (mg/l)	24,7	20,5	32,3	29,7	59,4	5,51	40,6	8,91
	± 11	± 2,1	± 0,6	± 2,5	± 47	± 2,5	± 28	± 2,7

5.3.2. Análisis de parámetros del micoplancton

5.3.2.1. Presencia de especies

Se observaron conidios de 44 especies de hifomicetes en el plancton de los arroyos estudiados en este capítulo (Tabla 5.2). En todos los casos, se registraron hongos ingoldianos y algunos terrestres, a excepción del tramo impactado del arroyo Salgado donde solo se encontraron los últimos.

En los sitios no impactados hubo mayor número de especies. El arroyo Giles tuvo 28 tipos de hongos ingoldianos en el micoplancton de ese tramo, siendo de esa forma el de mayor riqueza específica de todo el trabajo. Una fracción importante de los organismos determinados allí, se registró solo en este sitio, muchos de los mismos, constituyen el primer registro en Argentina.

Los sitios con influencia de actividad urbano-industrial tuvieron presencia de pocas especies, en todos los casos menores a 9 por tramo. El arroyo Salgado presentó los valores más bajos, mientras que los mayores se registraron en Gutiérrez. Este último curso de agua, junto con Giles fueron los que tuvieron mayor cantidad de hongos ingoldianos en los tramos impactados por actividad urbano-industrial. Dadas las diferencias registradas entre los arroyos, a continuación se detalla de forma individual lo observado en cada uno de ellos, en relación a las distintas especies del micoplancton.

- Arroyo La Chozza

En el tramo no impactado se registraron 12 especies de hifomicetes. De ellas, 8 fueron hongos ingoldianos. Los conidios fueron predominantemente de formas sigmoideas, con gran abundancia de *Flagellospora curvula*.

El tramo impactado tuvo mayor presencia de hifomicetes terrestres y solo dos especies de hongos ingoldianos; *Aquanectria penicillioides* fue el más abundante.

- Arroyo Gutiérrez

El tramo no impactado tuvo 15 especies de hifomicetes en el micoplancton, de las cuales 11 fueron hongos ingoldianos. Hubo predominio de formas sigmoideas y tetrarradiadas. *Tripaspermum camelopardus* se observó únicamente en este tramo.

El sitio impactado presentó 9 especies, con predominio de hifomicetes de hábitos típicamente terrestres. Sólo 4 fueron hongos ingoldianos, dos formas sigmoideas

y dos tetrarradiadas, entre las que se destaca la presencia de *Clavariana aquatica*, la que solo fue observada en este tramo.

- *Arroyo Salgado*

En el tramo no impactado se registraron 15 especies. De ellas, 10 fueron hongos ingoldianos. Las formas que predominaron fueron las sigmoideas, con ausencia total de tetrarradiadas. A excepción de *Tetraploa ellisii* todas las especies presentes en este sitio fueron observadas en alguno de los otros arroyos. Se destaca la presencia de *Tetracladium breve*.

El tramo impactado presentó solo tres especies de hifomicetes, todas ellas de hábitos terrestres. *Alternaria* sp. fue la que predominó.

- *Arroyo Giles*

En el tramo no impactado hubo 33 especies, de las cuales 28 resultaron hongos ingoldianos. Los conidios tuvieron formas diversas, con gran abundancia de organismos tetrarradiados. En este ambiente, el género *Tetracladium* fue el que presentó el mayor número de especies.

El tramo impactado tuvo gran cantidad de organismos autótrofos y solo se observaron 7 especies de hifomicetes, 5 de ellas hongos ingoldianos. Las más abundantes fueron las formas sigmoideas; a excepción de *Nigrospora* sp., todos los organismos observados en este tramo estuvieron presentes en el sitio no impactado.

Tabla 5.2. Especies de hifomicetes observadas en los arroyos impactados (I) y no impactados (NI). La X indica los sitios donde fueron registradas en cada muestreo. 17-La Choza NI; 18-La Choza I; 19- Gutiérrez NI; 20- Gutiérrez I; 21- Salgado NI; 22- Salgado I; 23 Giles NI; 24 Giles

I.

Arroyo	17	18	19	20	21	22	23	24
<i>Alternaria</i> sp.	X	X	X	X	X	X	x	X
<i>Amniculicola longissima</i>	X	-	X	X	-	-	x	-
<i>Anguillospora angulata</i>	-	-	-	-	-	-	x	-
<i>Anguillospora pseudolongissima</i>	-	-	-	-	X	-	x	X
<i>Aquanectria penicillioides</i>	-	X	X	-	X	-	x	-
<i>Articulospora tetracladia</i>	-	-	-	-	-	-	x	-
<i>Camposporium pelucidum</i>	X	-	X	-	X	-	x	X
<i>Clavariana aquatica</i>	-	-	-	X	-	-	-	-
<i>Clavariopsis aquatica</i>	-	-	-	-	-	-	x	-
<i>Clavatospora tentacula</i>	-	-	-	-	-	-	x	-
<i>Curvularia</i> sp.	-	-	X	X	X	-	x	-
<i>Dichtyochaeta triseptata</i>	-	-	X	X	X	-	x	X
<i>Diplocladiella scalaroides</i>	-	-	-	-	-	-	x	-
<i>Drechslera</i> sp.	-	X	X	-	X	-	x	-
<i>Flagellospora Curvula</i>	X	-	-	-	-	-	-	-
<i>Fuscosclera lignícola</i>	-	X	-	-	X	-	-	-
<i>Geastrumia polystigmatis</i>	-	-	-	-	-	-	x	-
<i>Helmintosporium aquaticum</i>	X	X	-	-	-	X	-	-
<i>Helicomycetes</i> sp.	-	-	-	-	-	-	x	X
<i>Isthmotricladia britannica</i>	-	-	-	-	-	-	x	-
<i>Isthmotricladia gombakiensis</i>	-	-	-	-	-	-	x	-
<i>Jalapriya inflata</i>	X	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lateriramulosa ainflata</i>	-	-	-	-	-	-	x	-
<i>Lemoniera aquatica</i>	-	-	X	X	-	-	x	-
<i>Lemoniera filiformis</i>	-	-	-	-	-	-	x	-
<i>Mycocentrospora acerina</i>	-	-	X	X	X	-	x	-
<i>Nakataea sigmoidea</i>	X	-	-	-	X	-	x	-
<i>Neotorula aquatica</i>	X	X	X	X	X	-	x	-
<i>Nigrospora</i> sp.	X	-	-	-	-	-	-	X
<i>Papulaspora sepedonioides</i>	X	-	-	-	-	-	-	-
<i>Retiarius</i> sp.	-	-	-	-	-	X	-	-
<i>Sigmoidea prolifera</i>	X	-	X	-	X	-	x	X
<i>Tetracladium breve</i>	-	-	-	-	X	-	x	-
<i>Tetracladium marchalianum</i>	-	-	-	-	-	-	x	-
<i>Tetracladium setigerum</i>	-	-	-	-	-	-	x	-
<i>Tetracladium maxiliforme</i>	-	-	-	-	-	-	x	-
<i>Tetracladium</i> sp.1	-	-	-	-	-	-	x	-
<i>Tetraploa aristata</i>	X	-	-	-	X	-	x	-
<i>Tetraploa ellisii</i>	-	-	-	-	X	-	-	-
<i>Tricellula aquatica</i>	-	-	-	-	-	-	x	-
<i>Tricladium angulatum</i>	-	-	X	-	-	-	-	-
<i>Tripaspermum camelopardus</i>	-	-	X	-	-	-	-	-
<i>Triscelophorus acuminatus</i>	-	-	X	-	-	-	x	-
<i>Vargamyces aquaticus</i>	-	X	X	X	-	-	x	-

- Análisis de similitud entre los tramos según la presencia de hongos ingoldianos

Para la realización de los análisis de similitud entre los tramos, según la presencia de especies en el micoplancton, se seleccionaron aquellos hongos ingoldianos que se presentaron con mayor frecuencia. Se consideraron así, aquellas que se registraron como mínimo en el 25 % de los tramos (2 de los 8 tramos estudiados en este capítulo): *A. longissima*; *A. pseudolongissima*; *A. penicillioides* *C. pelucidum*; *L. aquatica*; *M. acerina*; *N. sigmoidea*; *Sigmoidea prolifera*. *T. aristata* y *V. aquatica*.

Los patrones de agrupamiento de los tramos, de acuerdo con su similitud en relación a la presencia de las distintas especies observadas, se estudiaron mediante un análisis de clasificación con matrices de distancia euclídea (DE), utilizando el método de Ward (Figura 5.2).

El dendrograma presentó dos conjuntos muy separados entre sí (DE = 25); el menor contuvo tres tramos, todos pertenecientes a sitios con impacto urbano-industrial (línea roja), mientras que la otra agrupación, presentó los cinco tramos restantes, e involucró a todos los sitios no impactados y el tramo urbano del arroyo Giles. En ambos conglomerados se observaron agrupaciones menores:

1- Los tramos urbano-industriales se subdividieron en dos grupos. El primero de ellos contuvo los sitios La Choza I y Salgado I muy similares (DE = 1) (círculo azul). Los mismos se separaron del tramo Gutiérrez I a DE = 8.

2 - La agrupación con los sitios no impactados y el tramo Giles I se subdividió a DE = 20, en dos conjuntos de dos y tres sitios. En el primer caso, Gutiérrez NI y Giles NI con una DE = 4 (círculo verde). El conjunto con los restantes arroyos no impactados y el tramo Giles I, se separaron a DE = 6.

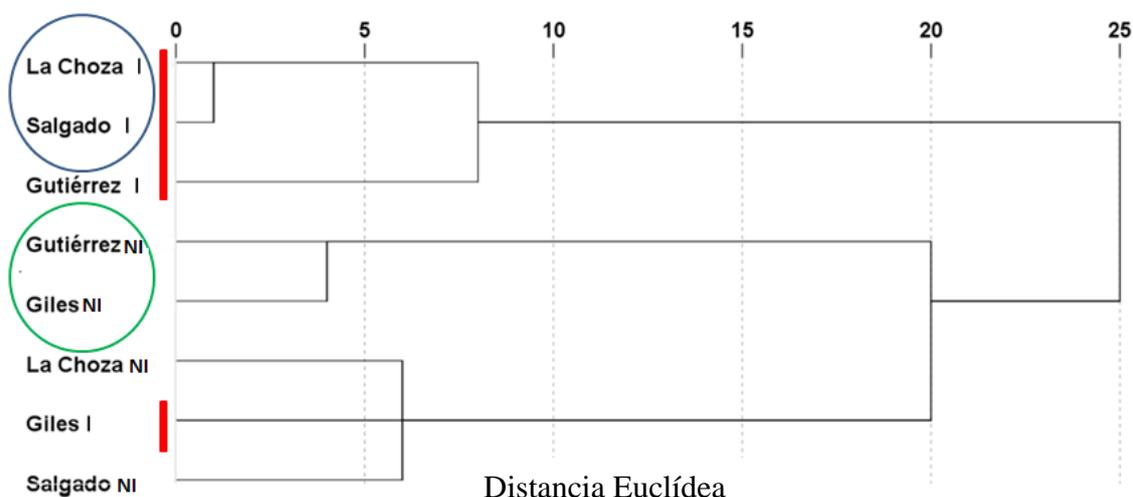


Figura 5.2. Dendrograma de clasificación de los tramos de acuerdo a la presencia y ausencia de especies de hongos ingoldianos. Las líneas de colores indican las agrupaciones de mayor importancia. La línea roja indica los tramos con impacto urbano-industriales. I: impactado; NI: no impactado

- Asociación entre la presencia de especies y las variables ambientales

La relación entre los parámetros de caracterización de los tramos y la presencia de las especies mayoritarias en el micoplancton se realizó mediante análisis de escalamiento óptimo. Las variables ambientales que se utilizaron (pH, conductividad, OD; SatOD; fosfatos; amonio, nitratos; nitritos; ácidos húmicos y PSO) fueron discretizadas y se analizaron sus relaciones con la presencia de las diez especies más frecuentes.

Los resultados muestran que los dos primeros ejes representaron un 61,5 % de la varianza total. El eje 1 (autovalor 7,8) explica el 39,1 % de la varianza; el eje 2 explica el 22,4% restante (autovalor 4,5). La validación del análisis se realizó mediante el coeficiente Alfa de Cronbach, con un valor de 0,918 para la dimensión 1 y 0,817 para la dimensión 2.

Las asociaciones entre las variables correlacionadas que conformaron cada una de las dimensiones se representan gráficamente en la Figura 5.3. Los valores de los coeficientes se incluyen en el Anexo 6.

- El eje 1, tuvo correlaciones positivas altas (con coeficientes mayores a 0,5) con las variables ambientales: amonio, fosfatos, nitritos; las asociaciones negativas fueron altas para el OD y los ácidos húmicos. En el caso de las especies, todas presentaron relaciones negativas con este eje, en particular *Amniculicola longissima*, *Camposporium pelucidum*, *Mycocentrospora acerina*, *Nakataea sigmoidea*, *Sigmoidea prolifera* y *Tetraploa aristata*.

- El eje 2 se asoció positivamente con pH, ácidos húmicos y negativamente con la conductividad. Las especies, que tuvieron correlaciones altas fueron: *A. longissima*, *A. pseudolongissima*, *Lemoniera acuática*, *Mycocentrospora acerina* y *V. aquaticus*, las que resultaron positivas, a excepción de *A. pseudolongissima*.

De acuerdo a ello, los sitios con impactos urbanos, se asociaron con valores altos de amonio, fosfatos y nitritos; bajos niveles de OD y ácidos húmicos, a la vez se relacionaron negativamente con la presencia de la mayoría de las especies.

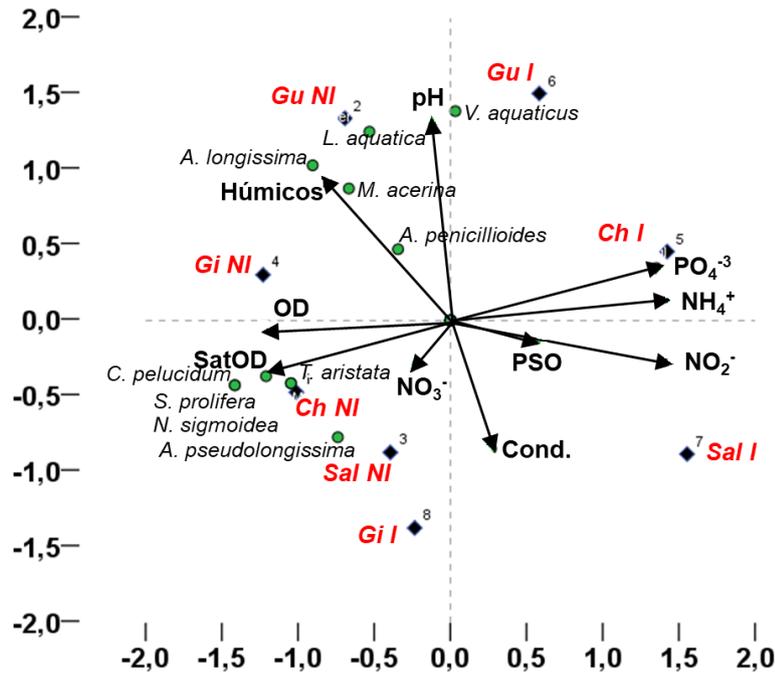


Figura 5.3. Diagrama de dispersión biespacial que representa las asociaciones entre las variables ambientales (flechas) y la presencia de las especies más frecuentes en los arroyos (círculos verdes) en el análisis de escalamiento óptimo. Ch- La Choza; Gu- Gutiérrez; Sal- Salgado; Gi- Giles (NI: no impactado; I: impactado).

5.3.2.2 Riqueza de especies

En cada uno de los sitios se cuantificó la riqueza de especies por tramo como el número total de hifomicetes acuáticos (S_hifo) y el número de especies de hongos ingoldianos (S_ingo) registrados (Tabla.5.3).

Tabla 5.3. Riqueza de especies de hifomicetes totales (S_hifo) y hongos ingoldianos (S_ingo) en cada uno de los tramos de arroyos estudiados en este capítulo.

TRAMO	S_hifo	S_ingo	S_Tetr
La Choza I	12	8	0
Gutiérrez I	15	9	0
Salgado I	15	9	1
Giles I	34	28	5
La Choza II	7	1	0
Gutiérrez IV	9	4	0
Salgado II	3	1	0
Giles II	7	4	0

Para evaluar el efecto del impacto urbano-industrial sobre los parámetros de riqueza de especies en el micoplancton se realizaron análisis de componentes principales, asociando las variables ambientales de los tramos con los parámetros de riqueza de especies.

Tanto los hifomicetes totales, como los hongos ingoldianos presentaron valores de riqueza de especies significativamente mayores en los tramos no impactados ($p < 0,05$). En la Figura 5.4 se esquematizan los promedios y desvíos estándar para cada parámetro analizado. Valores altos de estos parámetros correspondieron a los sitios no impactados y lo opuesto sucedió en los tramos impactados.

En el caso del total de hifomicetes, la media fue de 19 especies en el tramo no impactado y 7 en el impactado. Los hongos ingoldianos presentaron valores inferiores a los hifomicetes totales, lo que sucedió en ambos tramos. La riqueza de especies del género *Tetracladium*, fue baja en los tramos no impactados, a excepción del tramo Giles I, donde se observó una gran cantidad de estos organismos, pero en los tramos impactados hubo ausencia total de especies de ese género.

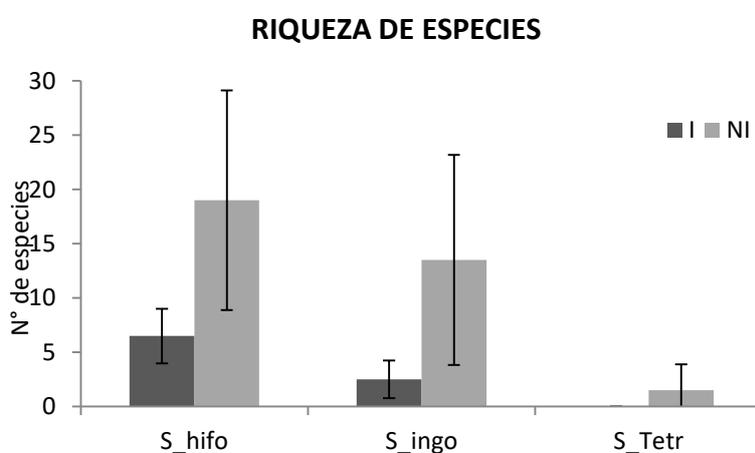


Figura 5.4. Valores medios y desvíos estándar de los parámetros de riqueza de especies del micoplancton en tramos impactados por actividad urbano-industrial (I) y no impactados (NI). S_hifo: riqueza de especies de hifomicetes totales; S_ingo: riqueza de especies de hongos ingoldianos; S_Tetr: riqueza de especies del género *Tetracladium*.

- Asociación entre la riqueza de especies y las variables ambientales

Riqueza de especies de hifomicetes totales

La matriz de componentes tuvo determinante 0,0001, los contrastes de significancia permitieron validar el análisis ($KMO = 0,630$ y $p < 0,018$ en la prueba de

esfericidad de Bartlett). Los dos factores extraídos, presentaron autovalores mayores que 1, y explicaron en conjunto el 81,41 % de la varianza (Tabla 5.4).

Tabla 5.4. Resultados del análisis de componentes principales.

FACTOR	Autovalores	% varianza explicada	% varianza acumulada
1	4,492	64,170	64,170
2	1,207	17,240	81,410

Del análisis de la matriz de correlaciones con las variables originales surgió que el componente 1 se relacionó positivamente con amonio (0,846), fosfatos (0,766) y nitritos (0,867); correlaciones negativas con este eje tuvieron OD (-0,826), % SatOD (-0,773), ácidos húmicos (-0,703) y la riqueza de especies de hifomicetes (-0,815). El componente 2 presentó correlaciones bajas, las mayores fueron con ácidos húmicos (0,642), OD (-0,538) y satOD (-0,624).

En la Figura 5.5 se grafica el ordenamiento de los tramos y las variables en función de los componentes extraídos en el análisis ACP de la riqueza de hifomicetes totales. Los sitios impactados se asociaron con valores positivos del componente 1, relacionado con altos niveles de nutrientes y bajas concentraciones de oxígeno disuelto, saturación de oxígeno y sustancias húmicas, a la vez que con valores bajos de riqueza de especies. Los sitios no impactados relacionados a valores negativos de este eje, se asociaron con una riqueza de especies elevada, altos niveles de OD, saturación, ácidos húmicos y menores concentraciones de nutrientes.

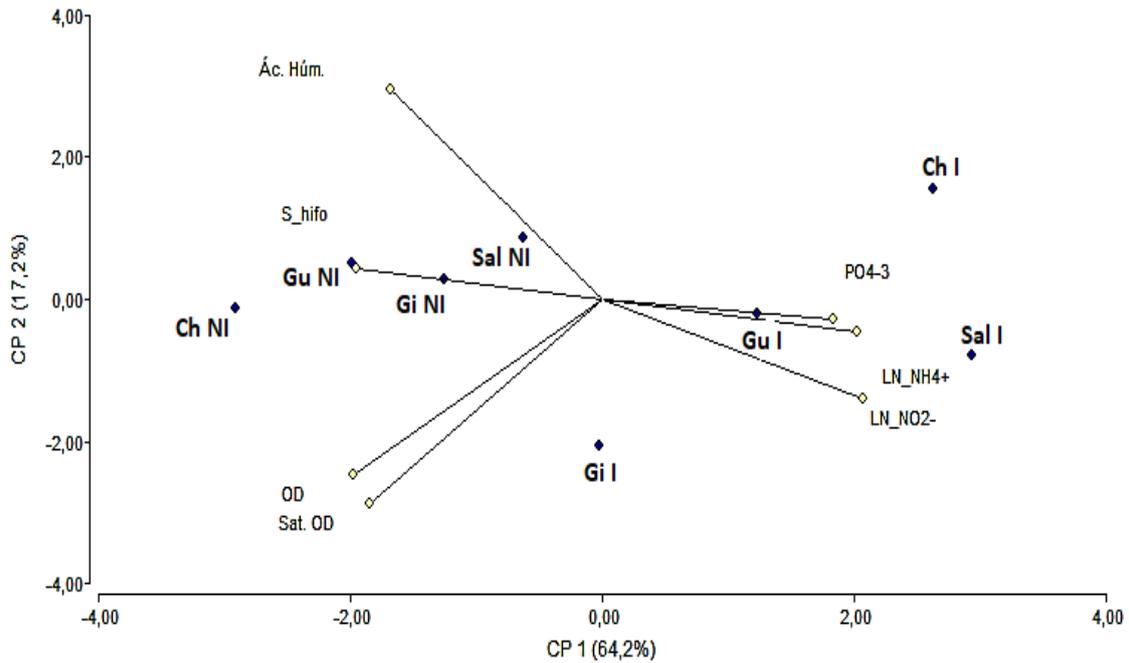


Figura 5.5. Diagrama de dispersión biespacial del Análisis de Componentes Principales de las variables ambientales y la riqueza de especies de hifomicetes en el micoplancton. Ch- La Choza; Gu- Gutiérrez; Sal- Salgado; Gi- Giles. (NI: no impactado; I: impactado).

- Riqueza de especies de hongos ingoldianos

La matriz de componentes presentó determinante 0,00001, los contrastes de significancia permitieron validar el análisis (KMO = 0,606 y $p < 0,023$ en la prueba de esfericidad de Bartlett). Los dos factores extraídos tuvieron autovalores mayores que 1 y explicaron en conjunto el 80,51 % de la varianza (Tabla 5.5).

Tabla 5.5. Resultados del análisis de componentes principales

FACTOR	Autovalores	% varianza explicada	% varianza acumulada
1	4,425	63,215	63,215
2	1,211	17,293	80,508

Del análisis de la matriz de correlaciones con las variables originales surgió que el componente 1 se correlacionó positivamente con amonio (0,854), fosfatos (0,759) y nitritos (0,863); tuvieron correlaciones negativas con este eje OD (-0,824), % SatOD (-0,772), ácidos húmicos (-0,660) y la riqueza de especies de hongos ingoldianos (-

0,775). El componente 2 presentó correlaciones bajas; las mayores, fueron con ácidos húmicos (0,645), OD (-0,538) y satOD (-6,26).

En la Figura 5.6 se grafica el ordenamiento de los tramos y las variables en función de los componentes extraídos en el análisis ACP de la riqueza de hongos ingoldianos. Los sitios impactados se asociaron con valores positivos del componente 1, relacionado con altos niveles de nutrientes y bajas concentraciones de oxígeno disuelto, saturación de oxígeno y sustancias húmicas, a la vez que con valores bajos de riqueza de especies. Los sitios no impactados, relacionados a valores negativos de este eje, se asociaron con una riqueza de especies elevada, altos niveles de OD, saturación, ácidos húmicos y menores concentraciones de nutrientes.

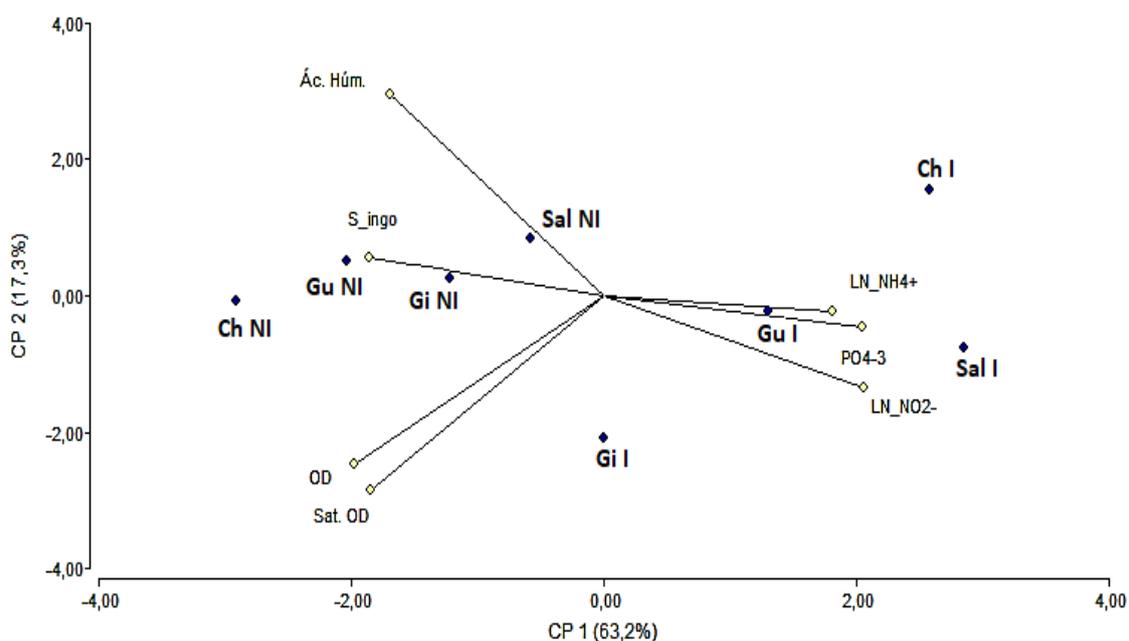


Figura 5.6. Diagrama de dispersión biespacial del Análisis de Componentes Principales de las variables ambientales y la riqueza de especies de hongos ingoldianos. Ch- La Choza; Gu- Gutiérrez; Sal- Salgado; Gi- Giles. (NI: no impactado; I: impactado).

5.3.3. Descomposición de hojarasca

Los experimentos de descomposición de hojas de álamo se realizaron en todos los arroyos. En Gutiérrez, sólo se utilizaron bolsas con malla fina y se trabajó, además de álamo, con acacia negra y cebadilla criolla. En todos los casos se contrastaron los tramos impactados con los no impactados del mismo curso de agua.

- *Arroyos La Choza, Salgado y Giles*

Las curvas de disminución de la biomasa de la hojarasca en el tiempo para cada uno de los tramos de los arroyos y de acuerdo con el tipo de malla se esquematizan en la Figura 5.7.

De dichos gráficos se desprende que al considerar la descomposición de las hojas en las bolsas de malla fina, se obtuvieron resultados muy heterogéneos dependiendo del curso de agua evaluado. En el arroyo La Choza los valores fueron similares en ambos tramos. En Salgado las diferencias fueron mínimas entre los sitios, con mayor descomposición en el tramo impactado. Contrariamente, en el arroyo Giles, la disminución de la biomasa fue levemente menor en el tramo impactado. En las bolsas con malla gruesa se produjo mayor descomposición en los sitios no impactados de los arroyos La Choza y Salgado. En el caso de Giles, las diferencias fueron muy leves con valores algo superiores en el sitio urbanizado.

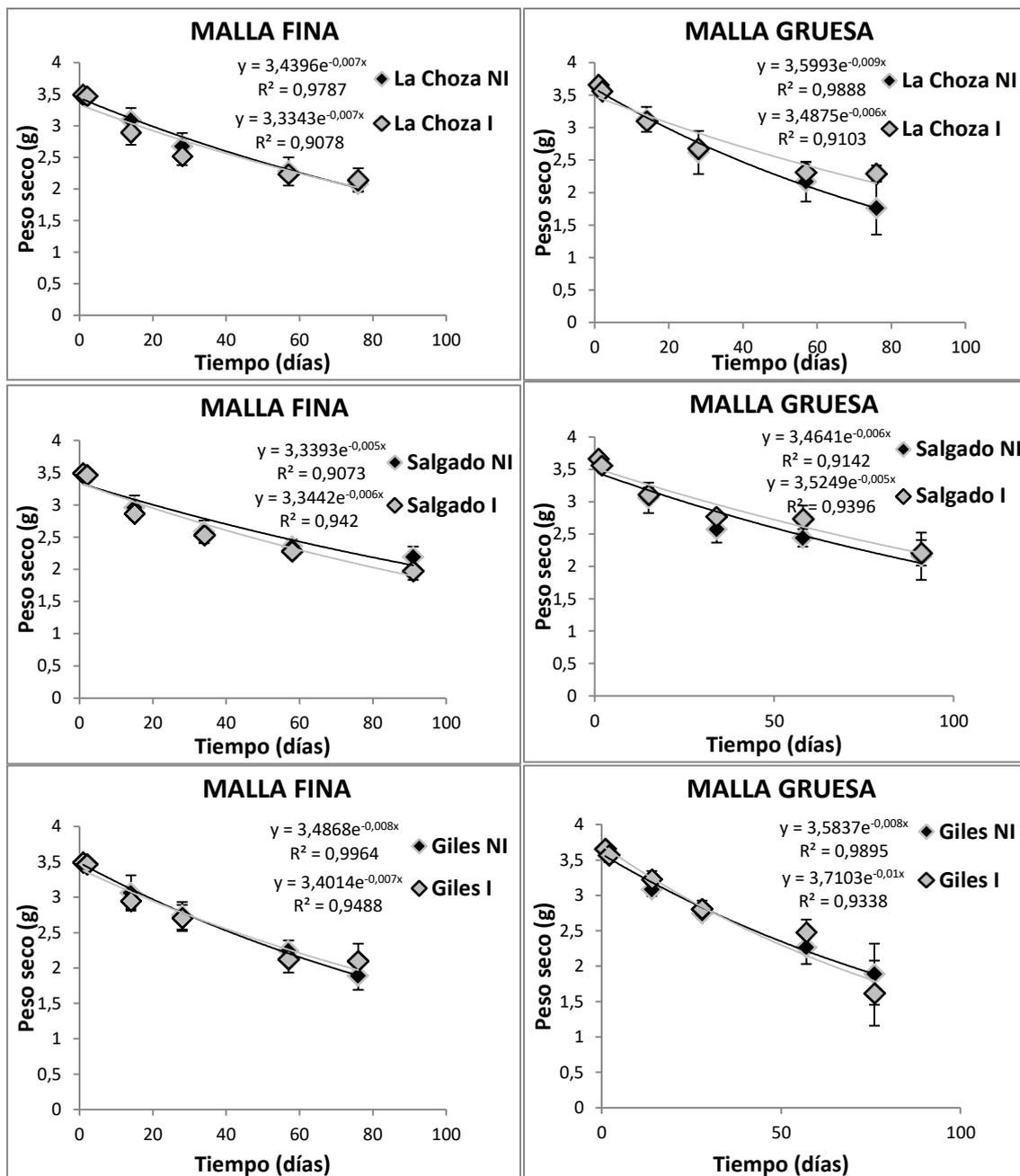


Figura 5.7. Disminución del peso seco del material vegetal en el tiempo, en las bolsas de malla fina (izquierda) y malla gruesa (derecha) en cada uno de los tramos evaluados. (I= impactado; NI= no impactado).

- **Arroyo Gutiérrez**

Las curvas de disminución del peso seco y las tasas de descomposición de hojas de álamo, acacia negra y cebadilla criolla en el arroyo Gutiérrez presentaron diferencias al considerar cada uno de los sustratos (Figura 5.8).

La descomposición de hojas de álamo y cebadilla criolla fue mayor en el tramo no impactado. En el caso de la acacia negra, las diferencias fueron mínimas, con valores apenas mayores en el tramo impactado.

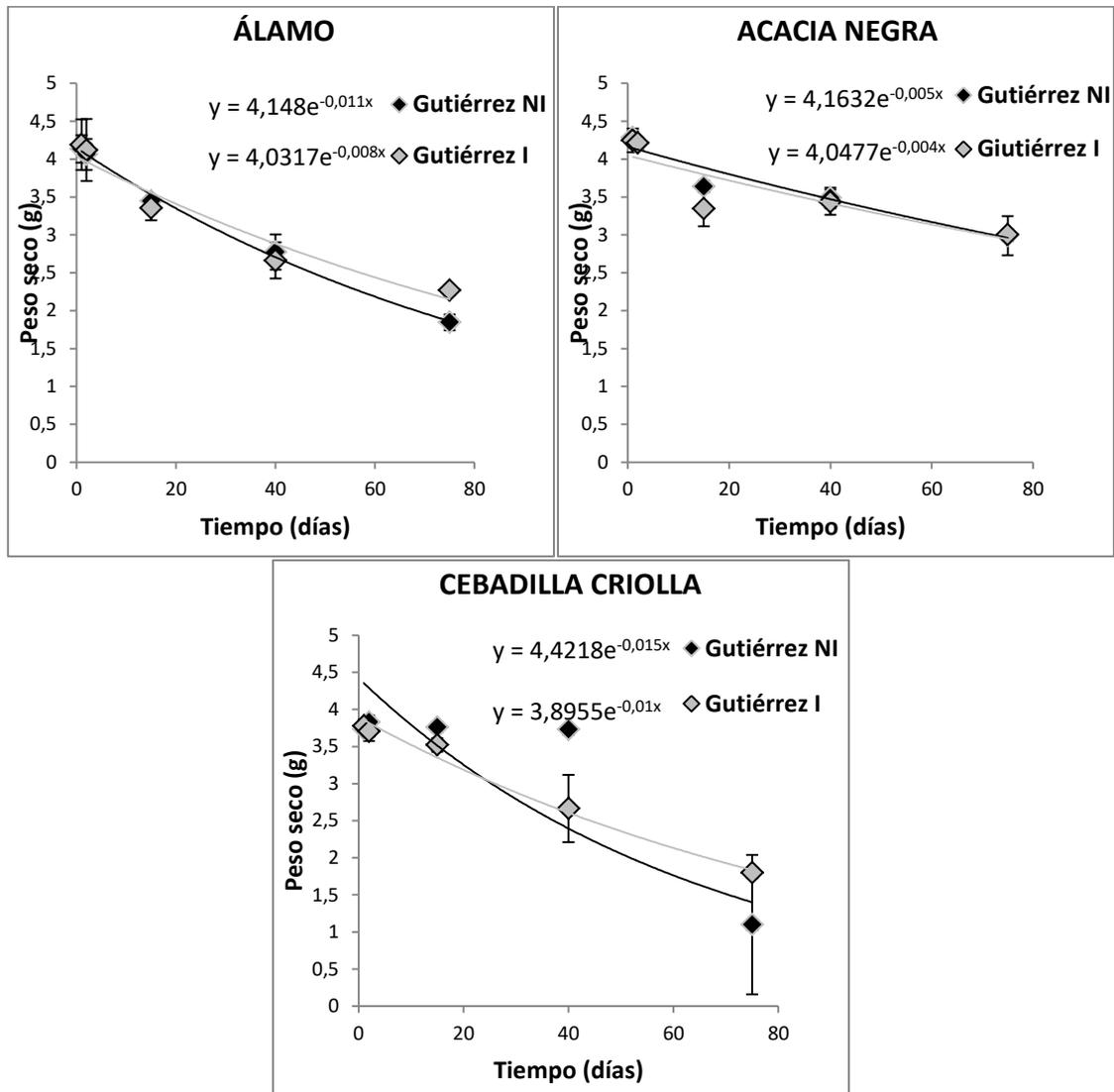


Figura 5.8. Disminución del peso seco del material vegetal en el arroyo Gutiérrez en bolsas de malla fina.

5.3.3.1. Tasas de descomposición

- Arroyos La Choza, Salgado y Giles

Las tasas de descomposición variaron en concordancia con la disminución de la biomasa en los diferentes tramos y tipos de malla (Tabla 5.6).

Tabla 5.6. Tasas de descomposición calculadas a partir de la variación exponencial de los valores de peso seco del material vegetal en los arroyos La Choza, Salgado y Giles.

ARROYO	TRAMO IMPACTADO		TRAMO NO IMPACTADO	
	Malla fina	Malla gruesa	Malla fina	Malla gruesa
La Chozza	0,007	0,006	0,007	0,009
Salgado	0,006	0,005	0,005	0,010
Giles	0,007	0,010	0,008	0,008

En la Figura 5.9 se grafica el promedio y los desvíos estándar de las tasas de descomposición, de acuerdo al tipo de tramo y malla. Los índices de decaimiento del peso seco (Kd) fueron menores en los tramos con impacto urbano-industrial, solo al considerar las bolsas con malla gruesa. En el caso de las bolsas de malla fina, la descomposición promedio fue similar en ambos sitios.

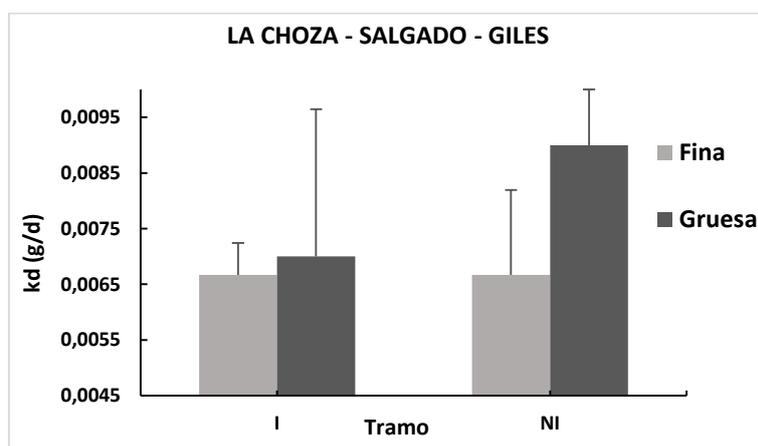


Figura 5.9. Valores medios y desvíos estándar de las tasas de descomposición de bolsas con malla fina y gruesa en los arroyos. (I= impactado; NI= no impactado).

5.3.3.2. Cocientes de las tasas de descomposición

Respecto al grado de impacto, de acuerdo al cociente I/NI (Impactado/No Impactado), el único arroyo que presentó relaciones que indicaron un impacto evidente fue La Chozza, lo que se observó solo para las bolsas de malla gruesa (métrico = 1) (Tabla 5.7). Al evaluar la relación G/F (Malla gruesa/Malla fina), a excepción del arroyo Giles, el métrico presentó en todos los casos un valor de 2, situación que no registró indicios claros de un efecto del impacto urbano-industrial sobre la descomposición de la hojarasca (Tabla 5.8).

Tabla 5.7. Cocientes de las tasas de descomposición para ambos tramos de los arroyos, para cada tipo de malla y valores del métrico. (0: severamente impactado; 1: evidencia clara de impacto; 2: sin evidencia clara de impacto)

ARROYO	LA CHOZA		SALGADO		GILES	
Tipo de malla	Fina	Gruesa	Fina	Gruesa	Fina	Gruesa
Cociente I/NI	1,00	0,67	1,2	0,83	0,88	1,25
Métrico	2	1	2	2	2	2

Tabla 5.8. Cocientes de las tasas de descomposición correspondientes a ambos tipos de malla para cada tramo de los arroyos y valores del métrico. I: impactado; NI: no impactado.

ARROYO	LA CHOZA		SALGADO		GILES	
Tramo	I	NI	I	NI	I	NI
Cociente G/F	1,29	0,86	1,20	0,83	1,00	1,43
Métrico	2	2	2	2	2	1

- Arroyo Gutiérrez

Las tasas de descomposición variaron de acuerdo con lo expresado respecto de la disminución de la biomasa (Tabla 5.9).

Tabla 5.9. Tasas de descomposición calculadas a partir de la variación exponencial de los valores de peso seco del material vegetal en el arroyo Gutiérrez, considerando los distintos tipos de hojas.

SUSTRATO	IMPACTADO	NO IMPACTADO
Álamo	0,008	0,011
Acacia negra	0,004	0,005
Cebadilla criolla	0,010	0,015

Las tasas de descomposición promedio al tener en cuenta los tres sustratos, fue menor en el tramo con impacto urbano-industrial del arroyo Gutiérrez (Figura 5.10).

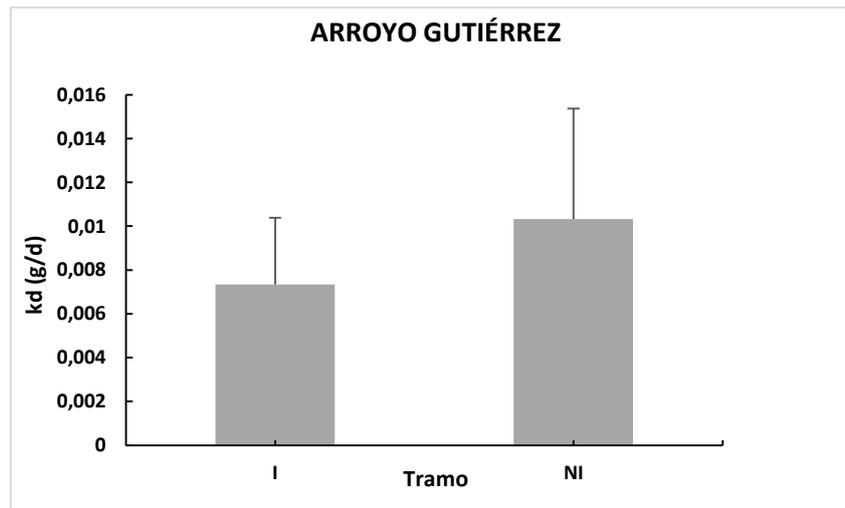


Figura 5.10. Valores medios y desvíos estándar de las tasas de descomposición en los tramos impactado (I) y no impactado (NI) del arroyo Gutiérrez.

- *Cocientes de las tasas de descomposición*

El álamo y la cebadilla criolla tuvieron cocientes I/NI que indicaron un impacto evidente (métrico = 1). Ello no sucedió en el caso de la acacia negra (Tabla 5.10).

Tabla 5.10. Cocientes de las tasas de descomposición correspondientes a cada tipo de hojarasca en el arroyo Gutiérrez y valores del métrico I/NI.

SUSTRATO	ÁLAMO	ACACIA	CEBADILLA
Cociente I/NI	0,73	0,80	0,67
Métrico	1	2	1

5.3.4. Hifomicetes descomponedores de hojarasca

5.3.4.1. Especies de hifomicetes descomponedores

- *Arroyo Giles*

En ambos tramos se observaron hifomicetes descomponedores en las hojas de álamo. El tramo no impactado fue el que presentó mayor número de especies, en el que además, a excepción de *Diplocladiella scalaroides*, estuvieron presentes el total de las 15 especies registradas en el experimento. De ellas, 9 fueron hongos ingoldianos y 6 hongos de hábitos terrestres. El tramo impactado presentó 12 especies en todos los períodos de incubación, 7 fueron hongos ingoldianos y 5 especies típicamente terrestres (Tabla 5.11).

Tanto en el reemplazo de las distintas especies en el tiempo como en su abundancia, se observaron algunas diferencias entre los sitios. En general, el tramo no impactado presentó mayor número de especies al comienzo y al final del experimento. Los hongos ingoldianos más frecuentes fueron *Alatospora acuminata* y *Anguillospora pseudolongissima*, los que también se presentaron en los dos sitios de estudio. *Nakataea sigmoidea* y *Tetracladium marchalianum* se observaron únicamente en el tramo no impactado. *Alternaria* sp. estuvo en ambos ambientes y en todos los períodos.

Tabla 5.11. Hifomicetes acuáticos asociados a la descomposición de álamo en el experimento de esporulación del arroyo Giles.

ESPECIE	NO IMPACTADO						IMPACTADO					
	5d	11d	16d	30d	60d	Total	5d	11d	16d	30d	60d	Total
<i>Alatospora acuminata</i>	-	-	x	x	x	x	x	-	x	X	x	x
<i>Alternaria</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	X	x	x
<i>Anguillospora pseudolongissima</i>	-	x	x	-	x	x	-	-	x	-	x	x
<i>Aquanectria penicillioides</i>	x	x	-	-	-	x	x	-	x	-	-	x
<i>Curvularia</i> sp.	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Dactylella attenuata</i>	x	x	-	-	-	x	x	x	-	-	-	x
<i>Dactylella submersa</i>	x	x	-	-	-	x	-	-	x	-	-	x
<i>Diplocladiella scalaroides</i>	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	x
<i>Drechslera</i> sp.	x	x	x	x	x	x	-	x	x	-	-	x
<i>Helminthosporum</i> sp.	-	-	x	-	-	x	x	-	-	-	-	x
<i>Nakataea sigmoidea</i>	x	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Neotorula aquatica</i>	x	x	x	-	x	x	x	x	x	-	-	x
<i>Nigrospora</i> sp.	-	x	x	-	-	x	-	-	x	-	-	x
<i>Tetracladium marchalianum</i>	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Tetraploa aristata</i>	x	-	-	-	-	x	-	-	x	-	-	x

- **Arroyo Gutiérrez**

En ambos sitios se observaron hifomicetes descomponedores en todos los tipos de sustrato. El tramo no impactado fue el que presentó mayor número de especies (19), de las cuales, 12 fueron hongos ingoldianos. El tramo impactado tuvo 16 especies en el total de los sustratos y períodos de incubación, 12 de ellas hongos ingoldianos (Tabla 5.12).

Anguillospora pseudolongissima; *Crucella subtilis*; *Neotorula aquatica*, y *Sigmoidea prolifera*, se registraron en ambos tramos y en todos los tipos de sustrato. *Anguillospora crassa* y *Mycocentrospora acerina* fueron las únicas especies de hongos ingoldianos que estuvieron en el tramo no impactado (sólo en hojas de acacia) y que no se observaron en el impactado. En este sitio, las especies exclusivas para el mismo fueron: *Flagellospora curvula*, *Tetracladium marchalianum* y *Tripospermum camelopardus*, la primera de ellas en acacia negra y las dos últimas en cebadilla criolla. *Alternaria* sp. estuvo en ambos ambientes, en todos los períodos y tipos de sustrato.

Tabla 5.12 Especies de hifomicetes acuáticos asociados a la descomposición de álamo, acacia negra y cebadilla criolla (CC) en el experimento de esporulación del arroyo Gutiérrez.

ESPECIE	NO IMPACTADO				IMPACTADO			
	Álamo	Acacia	CC	TOTAL	Álamo	Acacia	CC	TOTAL
<i>Alternaria</i> sp.	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Amniculicola longissima</i>	X	X	-	X	X	X	-	X
<i>Anguillospora crassa</i>	-	X	-	X	-	-	-	-
<i>Anguillospora filiformis</i>	-	X	-	X	-	X	-	X
<i>Anguillospora pseudolongissima</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Camposporium pellucidum</i>	X	-	X	X	-	X	X	X
<i>Crucella subtilis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Curvularia</i> sp.	-	X	X	X	-	-	-	-
<i>Drechslera</i> sp.	X	-	-	X	-	-	-	-
<i>Flagellospora curvula</i>	-	-	-	-	-	X	-	X
<i>Helicoon</i> sp.	-	-	-	-	X	-	-	X
<i>Mycocentrospora acerina</i>	-	X	-	X	-	-	-	-
<i>Nakataea sigmoidea</i>	X	X	-	X	-	-	-	-
<i>Neotorula aquatica</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Nigrospora</i> sp.	X	-	X	X	-	-	X	X
<i>Sigmoidea prolifera</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Spirodesmium inflatum</i>	-	-	X	X	-	-	-	-
<i>Tetracladium marchalianum</i>	-	-	-	-	-	-	X	X
<i>Tetraploa aristata</i>	-	X	X	X	-	-	X	X
<i>Thichocladium angelicum</i>	X	-	X	X	X	X	X	X
<i>Tripospermum camelopardus</i>	-	-	-	-	-	-	X	X
<i>Vargamyces aquaticus</i>	-	X	X	X	-	X	X	X

5.3.4.2. Reemplazo de especies de hifomicetes en la hojarasca

La abundancia de las especies en cada uno de los sustratos y tiempos de colonización en los arroyos se especifica en los Anexos 7, 8, 9 y 10. En general, los tramos no impactados tuvieron mayor número de especies en cada período y más abundantes que en los tramos impactados.

- Arroyo Giles

En ambos tramos, *A. acuminata* y *A. pseudolongissima* fueron especies pioneras dominantes, presentes durante los tres períodos.

En el tramo impactado, *A. penicillioides*, *C. pelucidum*, *D. scalaroides*, *S. prolifera* y *T. aristata* fueron ocasionales en los períodos iniciales (5, 11 ó 16 días).

En el tramo no impactado, hubo especies ocasionales en los mismos intervalos: *A. penicillioides*, *C. pelucidum*, *S. prolifera*, *T. aristata* y *N. sigmoidea*. En el caso de *T. marchalianum*, solo se presentó al finalizar el experimento (día 60).

- Arroyo Gutiérrez

Álamo

En el tramo impactado, *A. longissima* y *C. subtilis* fueron colonizadores pioneros dominantes durante los tres períodos. *Alternaria* sp. fue la más abundante a los 15 días; a partir de los 42 días disminuyeron los conidios de esa especie y se incrementaron los de hongos ingoldianos. *S. prolifera* fue ocasional.

En el tramo no impactado, *A. longissima* y *C. subtilis* también fueron colonizadores iniciales dominantes durante los tres períodos. Especies ocasionales fueron *A. pseudolongissima* y *N. sigmoidea*. En el caso de *Alternaria* sp. no se registraron conidios a los 78 días.

Acacia

En el tramo impactado, *S. prolifera* y *C. subtilis* fueron los colonizadores pioneros dominantes, los que junto con *Alternaria* sp. se presentaron en todos los períodos analizados.; *C. pelucidum* fue ocasional a los 78 días.

En el tramo no impactado, *A. pseudolongissima* fue el único colonizador inicial dominante, esta especie también se registró durante los tres períodos analizados. *A. longissima*, *A. crassa* y *S. prolifera* fueron colonizadores secundarios dominantes durante los intervalos finales. *N. sigmoidea* y *T. aristata* fueron ocasionales.

Cebadilla criolla

En ambos sitios *C. subtilis*, *T. aristata* y *V. aquatica* fueron colonizadores iniciales que se mantuvieron como dominantes durante todo el experimento. *Alternaria* sp. fue abundante al principio y escaso al finalizar el ensayo, lo opuesto sucedió en el caso de las especies de hongos ingoldianos, también en ambos tramos.

En el tramo impactado *C. pelucidum* fue ocasional a los 42 días.

En el tramo no impactado fueron ocasionales: *C. pelucidum* a los 42 días, *T. marchalianum* y *T. camelopardus* a los 78 días.

5.3.4.3. Índices de diversidad de Hill

Como se describió previamente, en cada período de los experimentos de esporulación se observaron variaciones en el número de especies y su abundancia en cada sustrato y tramo de los arroyos. Para analizar esas diferencias se compararon los tramos mediante la utilización de los 3 primeros números de la serie de Hill (N0, N1 y N2), para el cálculo de la riqueza y diversidad de especies abundantes y muy abundantes, a la vez que se cuantificó la equitatividad de Hill con el cociente N2/N1.

Arroyo Giles

- *Riqueza de especies (N0)*

Los valores de N0 tuvieron diferencias significativas en el test de comparaciones múltiples de Kruskal Wallis ($p < 0,05$) para los días 30 y 60.

El tramo no impactado tuvo valores altos de N0, tanto al comienzo como al final del experimento. El máximo fue a los 11 días (N0 = 7) (Figura 5.11). Posteriormente, se produjo una disminución en este parámetro, el que se mantuvo en valores menores que 4 hasta finalizar el experimento.

En el tramo impactado los valores iniciales de N0 fueron bajos. El valor máximo se observó el día 16 (N0 = 9), siendo la mayor riqueza de especies observada. Finalmente, disminuyó hasta finalizar el experimento (N0 = 2).

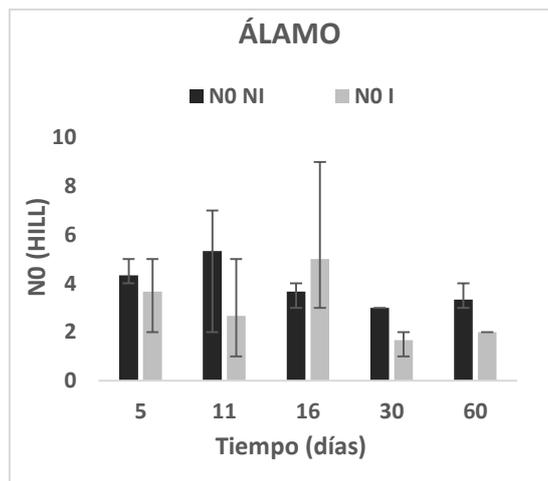


Figura 5.11. Valores medios, máximos y mínimos de NO Hill (riqueza de especies) en los 5 períodos de colonización, en ambos tramos del arroyo Giles.

- *Diversidad de Hill, especies abundantes (N1)*

La diversidad de especies abundantes presentó tendencias similares a lo mencionado para la riqueza de especies. Los valores de N1 tuvieron diferencias significativas en el test de comparaciones múltiples de Kruskal Wallis ($p < 0,05$) para los días 30 y 60.

En el tramo no impactado se registraron valores altos de N1 durante el comienzo y el final de experimento (Figura 5.12). El valor máximo se produjo el día 11; el promedio fue mayor que el período previo y se mantuvo en valores similares hasta el día 60.

En el tramo impactado el máximo ocurrió el día 16 y también el mayor promedio, valor que disminuyó a la mitad a partir del día 30.

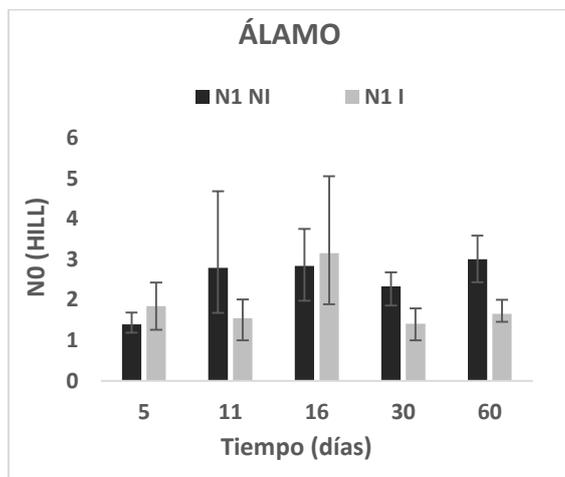


Figura 5.12 Valores medios, máximos y mínimos de N1 Hill (diversidad de especies abundantes) en los 5 períodos de colonización, en ambos tramos del arroyo Giles.

- *Diversidad de Hill, especies muy abundantes (N2)*

La diversidad de especies muy abundantes presentó un comportamiento similar a lo expuesto para los dos primeros índices. Sin embargo, las comparaciones múltiples resultaron significativas solo a los 60 días.

En el tramo no impactado, el promedio de N2 se incrementó progresivamente en el tiempo, desde los 5 días hasta los 60 días. El valor máximo se produjo el día 11 (Figura 5.13).

En el tramo impactado, el mayor promedio se produjo a los 16 días, momento en el que también se registró el valor máximo. Posteriormente, disminuyó a guarismos similares a los iniciales.

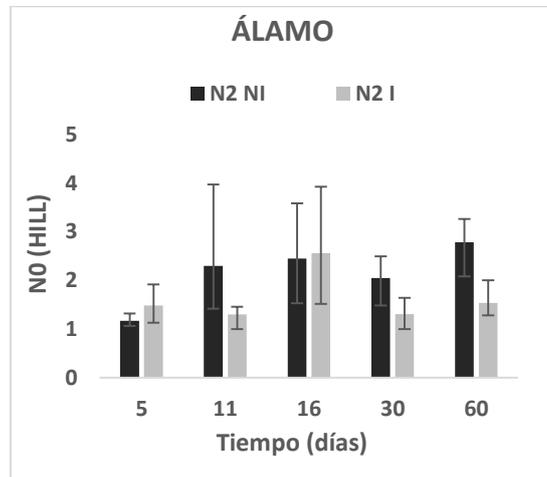


Figura 5.13. Valores medios, máximos y mínimos de N2 Hill (diversidad de especies muy abundantes) en los 5 períodos de colonización, en ambos tramos del arroyo Giles.

- *Equitatividad de Hill (J')*

La equitatividad fue en general alta ($J' > 0,75$) en ambos tramos del arroyo. Las variaciones observadas fueron no significativas. En el tramo no impactado, los valores fueron levemente mayores al principio del experimento. En el tramo impactado ello sucedió en los períodos intermedios. Al finalizar la incubación resultaron similares en ambos tramos (Figura 5.14).

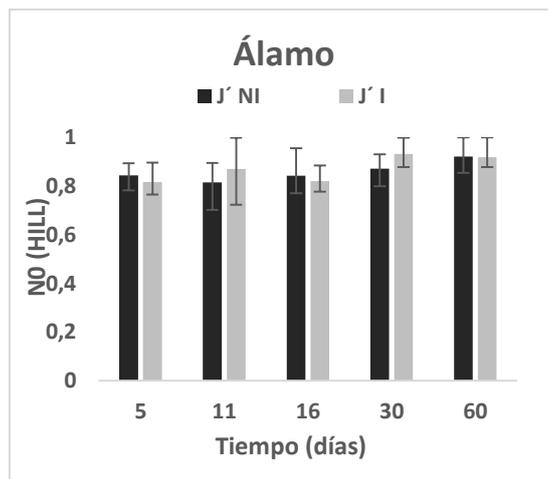


Figura 5.14 Valores medios, máximos y mínimos de la equitatividad de especies de hifomicetes acuáticos (J') en los 5 períodos de colonización, en ambos tramos del arroyo Giles.

Arroyo Gutiérrez

- *Riqueza de especies (N0)*

Las comparaciones múltiples resultaron no significativas para los tres sustratos ($p > 0,05$).

Las tendencias observadas fueron:

Las hojas de álamo tuvieron la menor riqueza de especies y fue el único sustrato en que los valores promedio de N0 en el tramo impactado nunca superaron los del tramo no impactado (Figura 5.17a).

La acacia negra en el tramo no impactado presentó la mayor riqueza de especies a los 15 días, la que disminuyó progresivamente. En el tramo impactado los promedios se mantuvieron prácticamente constantes en el transcurso del experimento (Figura 5.17b).

La cebadilla criolla tuvo los valores más altos de N0 a los 15 días en ambos tramos, los que disminuyeron progresivamente. En el tramo no impactado la riqueza fue mayor al impactado sólo a los 30 días. El valor máximo ocurrió en el tramo impactado a los 15 días (Figura 5.17c).

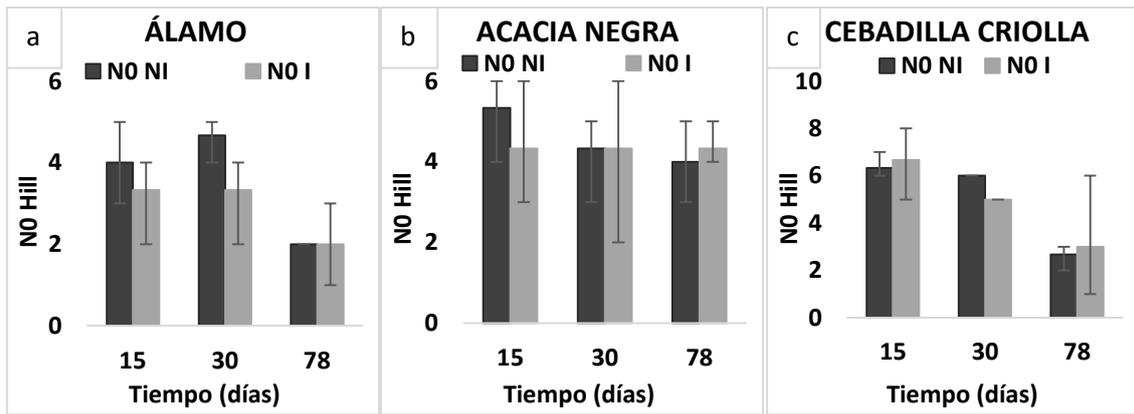


Figura 5.17. Valores medios, máximos y mínimos de la riqueza de especies de hifomicetes acuáticos (NO), en los tres sustratos y períodos del experimento de esporulación en el arroyo Gutiérrez.

- *Diversidad de Hill, especies abundantes (N1)*

Las comparaciones múltiples resultaron no significativas para los tres sustratos ($p > 0,05$).

Las tendencias observadas fueron:

El álamo tuvo valores de N1 levemente mayores en el tramo impactado en los tres períodos. En ambos tramos las tendencias fueron similares, los valores máximos se registraron a los 30 días (Figura 5.18a).

Las hojas de acacia negra, a los 15 días de incubación en el tramo impactado, tuvieron valores menores de N1, los que se incrementaron a partir de los 30 días. En el tramo no impactado sucedió lo opuesto: a los 15 días se registró el mayor promedio, el que disminuyó paulatinamente en el transcurso del experimento (Figura 5.18b).

En la cebadilla criolla, durante los dos primeros períodos, las especies abundantes mostraron valores mayores en el tramo no impactado. En el tramo impactado ello sucedió a los 78 días (Figura 5.18c).

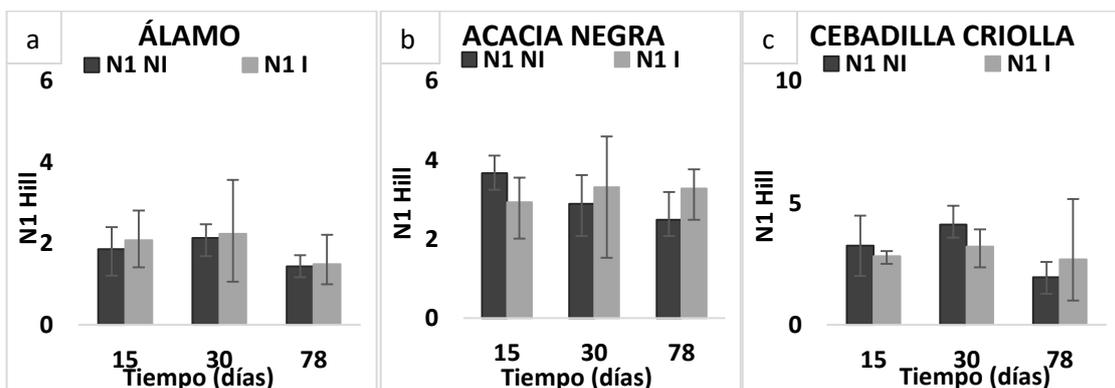


Figura 5.18 Valores medios, máximos y mínimos de N1 Hill (diversidad de especies abundantes) de hifomicetes acuáticos en los tres sustratos y tiempos de incubación, en ambos tramos del arroyo Gutiérrez.

- *Diversidad de Hill, especies muy abundantes (N2)*

Las comparaciones múltiples resultaron no significativas para los tres sustratos ($p > 0,05$).

Las tendencias observadas fueron:

El álamo tuvo valores de riqueza levemente mayores en el tramo impactado en los tres períodos. A los 30 días se registraron los máximos (Figura 5.19a).

Las hojas de acacia negra, en el tramo no impactado, tuvieron a los 15 días los valores máximos, los que disminuyeron progresivamente. En el tramo impactado, las especies muy abundantes se incrementaron a partir de los 30 días (Figura 5.19b).

La cebadilla criolla, en el tramo no impactado, tuvo los valores más altos de N2 durante los dos primeros períodos, en particular, a los 30 días. En el tramo impactado ocurrió una tendencia similar, aunque con valores finales mayores a los iniciales (Figura 5.19c).

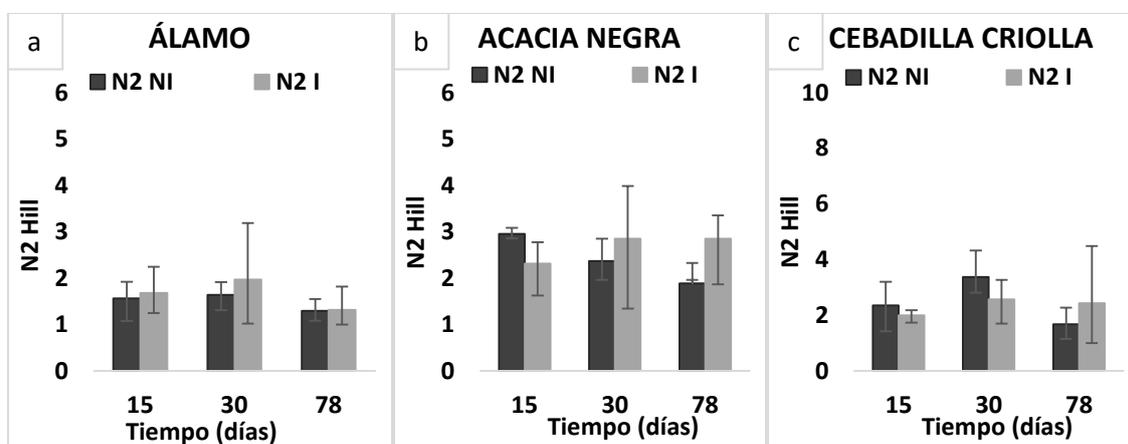


Figura 5.19 Valores medios, máximos y mínimos de N2 Hill (diversidad de especies muy abundantes) de hifomicetes acuáticos en los tres sustratos y tiempos de incubación, en ambos tramos del arroyo Gutiérrez.

- *Equitatividad de Hill (J')*

Las comparaciones múltiples resultaron significativas solo para el álamo a los 30 días ($p < 0,05$). Los valores en general fueron menores en la cebadilla criolla y estuvieron en el rango de 0,7 a 0,98.

Las hojas de álamo y acacia negra, en el tramo no impactado, presentaron valores mayores de equitatividad respecto del impactado, solo al comienzo del experimento (Figuras 5.20a y 5.20b). En el caso de la cebadilla criolla ello sucedió el día 30 (Figura 5.20c).

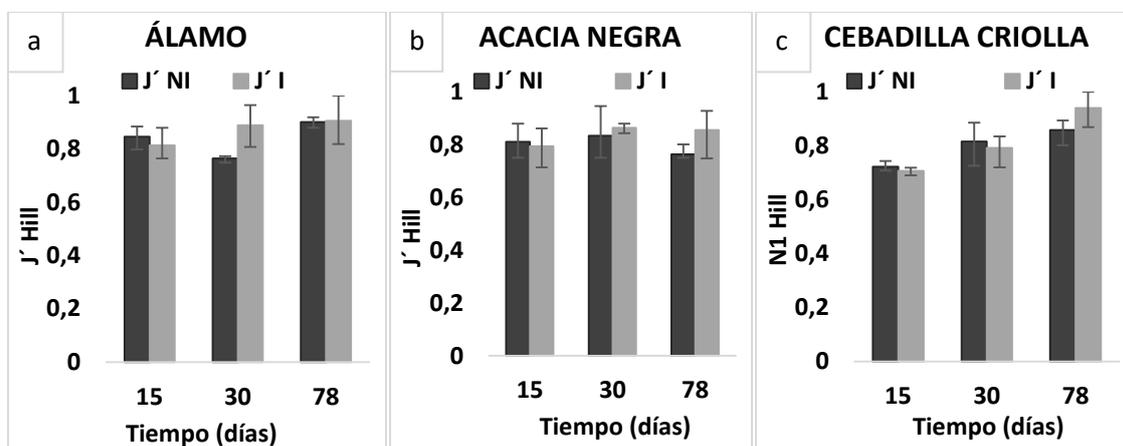


Figura 5.20. Valores medios, máximos y mínimos de J' Hill (equitatividad) de hifomicetes acuáticos en los tres sustratos y tiempos de incubación, en ambos tramos del arroyo Gutiérrez.

5.3.4.4. Tasas de esporulación

- Arroyo Giles

Las tasas de esporulación de hifomicetes en las hojas de álamo presentaron variaciones entre los tramos y a lo largo del tiempo. Los sitios no impactados tuvieron en general valores mayores, en particular al considerar el total de hifomicetes descomponedores. Las comparaciones múltiples entre los tramos resultaron significativas a los 5 días para el total de hifomicetes y a los 11 días en el caso de los hongos ingoldianos ($p < 0,05$).

Las tasas de esporulación del total de los hifomicetes se diferenciaron en ambos tramos al principio del experimento. A los 5 días, en el tramo no impactado, se registró el mayor promedio en el número de conidios producidos ($3896 \text{ conidios} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$), lo que triplicó lo observado en el tramo impactado (Figura 5.21a). Posteriormente, las tasas disminuyeron en ambos sitios, aunque en mayor medida en el tramo no impactado. De esa forma, las diferencias decrecieron de forma progresiva hasta finalizar con valores similares en ambos sitios ($20 \text{ conidios} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$).

Al considerar los hongos ingoldianos las tendencias fueron distintas. A los 5 días, en el tramo no impactado hubo valores apenas menores que en el tramo impactado, en ambos casos cercanos a $300 \text{ conidios} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. A los 11 días, se registraron las

principales diferencias entre los sitios: en el tramo no impactado, los valores fueron ampliamente superiores, con una tasa promedio de 858 conidios.g⁻¹.d⁻¹. A diferencia de ello, en el tramo impactado solo se observaron 20 conidios.g⁻¹.d⁻¹. A los 30 días, los valores disminuyeron abruptamente en el tramo no impactado y se incrementaron en el impactado, momento en el que las tasas fueron similares y próximas a 200 conidios.g⁻¹.d⁻¹. Posteriormente, los valores decrecieron progresivamente en ambos tramos y fueron menores a los iniciales, finalizando en menos de 20 conidios.g⁻¹.d⁻¹ (Figura 5.21b).

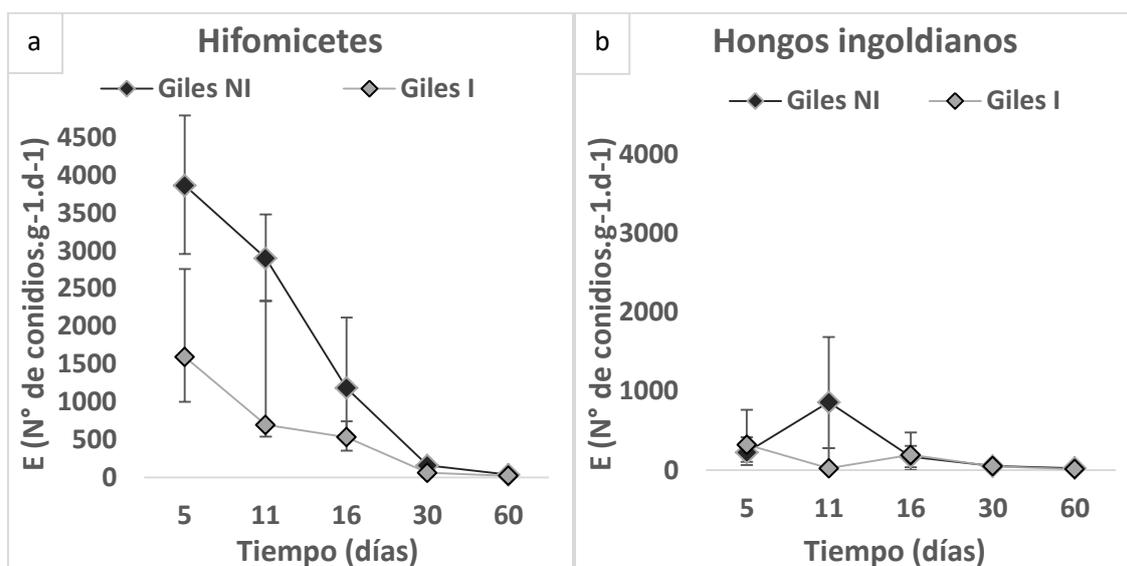


Figura 5.21. Valores medios, máximos y mínimos de las tasas de esporulación de hojas de álamo en el arroyo Giles. a- Total de hifomicetes; b- hongos ingoldianos.

De acuerdo a lo mencionado, en la hojarasca de álamo, la mayor proporción de conidios durante los tres primeros períodos fueron hongos típicamente terrestres, lo que ocurrió en ambos tramos; en las etapas finales, los más abundantes fueron los hongos ingoldianos.

- Arroyo Gutiérrez

Las tasas de esporulación de hifomicetes en los tres tipos de hojarasca presentaron variaciones entre los tramos y a lo largo del tiempo. Los sitios no impactados tuvieron valores mayores, tanto al considerar el total de hifomicetes descomponedores, así como a los hongos ingoldianos. Las comparaciones múltiples resultaron no significativas para los tres sustratos ($p > 0,05$). En la figura 5.22 se esquematizan las variaciones en las

tasas de producción de conidios del total de hifomicetes y hongos ingoldianos a lo largo del tiempo, para cada uno de los sustratos.

Las tendencias observadas fueron:

- *Álamo*

A los 15 días, las tasas fueron tres veces superiores en el tramo no impactado, con valores próximos a $400 \text{ conidios.g}^{-1}.\text{d}^{-1}$ en promedio, respecto del impactado ($146 \text{ conidios.g}^{-1}.\text{d}^{-1}$). A partir de los 30 días, hubo una disminución de las tasas en el tramo no impactado y un leve incremento en el impactado, registrándose diferencias mínimas entre ambos tramos (aproximadamente $180 \text{ conidios.g}^{-1}.\text{d}^{-1}$). Finalmente, a los 78 días, los valores disminuyeron en ambos tramos, siendo menores a $100 \text{ conidios.g}^{-1}.\text{d}^{-1}$ (Figura 5.22a).

Al considerar los hongos ingoldianos, las tasas de esporulación fueron muy bajas y se incrementaron progresivamente en el tiempo. El tramo no impactado tuvo valores levemente mayores que el impactado en todos los períodos. A los 15 días, en ambos tramos las tasas fueron próximas a $30 \text{ conidios.g}^{-1}.\text{d}^{-1}$. A partir de los 30 días, hubo un leve incremento en el tramo no impactado, que duplicó los valores del sitio impactado, tendencia que se mantuvo a los 78 días. En ningún caso las tasas de esporulación superaron los $100 \text{ conidios.g}^{-1}.\text{d}^{-1}$ (Figura 5.22b).

- *Acacia*

A los 15 días, las tasas de esporulación del total de hifomicetes se incrementaron y fueron similares en ambos tramos, próximas a $400 \text{ conidios.g}^{-1}.\text{d}^{-1}$, aunque algo menores en el tramo impactado. A los 30 días, en el tramo no impactado hubo un incremento en los valores y disminuyeron en el impactado, donde fueron apenas superiores a $100 \text{ conidios.g}^{-1}.\text{d}^{-1}$. Finalmente, a los 78 días, las tasas decrecieron en ambos tramos, con valores promedio de $145 \text{ conidios.g}^{-1}.\text{d}^{-1}$ en el tramo no impactado, que duplicaron a los del impactado (Figura 5.22c).

Al considerar los hongos ingoldianos, a los 15 días en el tramo no impactado se registraron tasas de $318 \text{ conidios.g}^{-1}.\text{d}^{-1}$ en promedio, que casi triplicaron las del tramo impactado. A los 30 días, en el tramo no impactado los valores aumentaron, a la vez que disminuyeron en el impactado, por lo que las diferencias fueron mayores. Finalmente, a los 78 días, fue similar a lo mencionado para el total de hifomicetes (Figura 5.22d).

- *Cebadilla criolla*

En todos los períodos, las tasas de esporulación fueron levemente mayores en el tramo no impactado. A los 15 días, se registraron los valores más altos, 1587 conidios.g⁻¹.d⁻¹ en el tramo impactado y 2086 conidios.g⁻¹.d⁻¹ en el no impactado. A los 30 días, decrecieron hasta valores próximos a 450 conidios.g⁻¹.d⁻¹ en ambos sitios. Finalmente, a los 78 días, en el tramo no impactado las tasas fueron de 60 conidios.g⁻¹.d⁻¹ en promedio y triplicaron a las registradas en el tramo impactado (Figura 5.22e).

Al considerar a los hongos ingoldianos, los patrones fueron similares a lo mencionado para el total de hifomicetes, con valores semejantes y levemente menores.

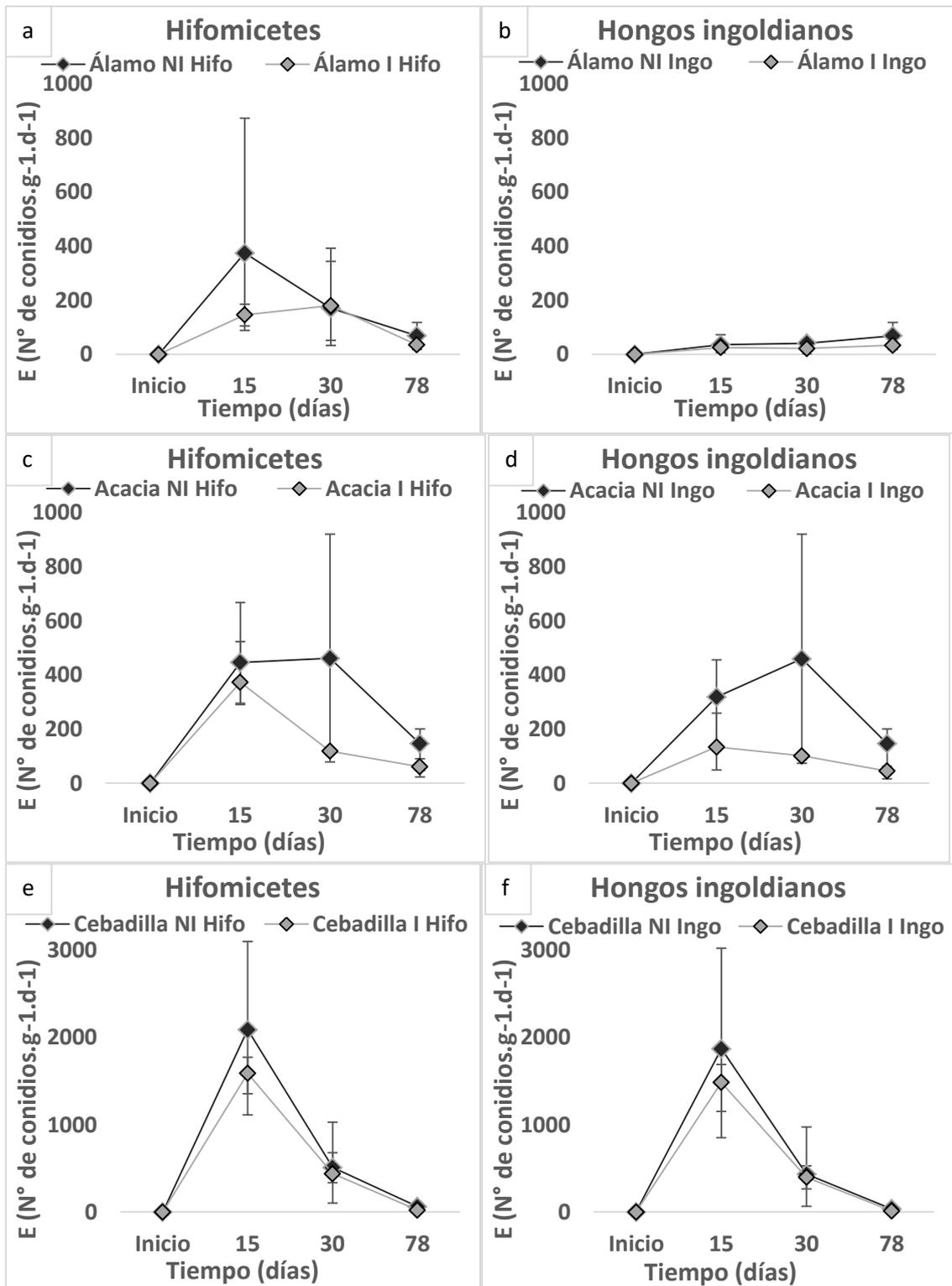


Figura 5.22. Valores medios, máximos y mínimos de las tasas de esporulación en el arroyo Gutiérrez. **a** y **b**: álamo; **c** y **d**: acacia negra; **e** y **f**: cebadilla criolla. NI hifo e I hifo: hifomicetes en el tramo no impactado e impactado, respectivamente. NI ingo e I ingo: hongos ingoldianos en ambos tramos (notar la diferencia de escala para representar los conidios presentes en cebadilla y los otros sustratos).

De acuerdo a lo antedicho, en la hojarasca de álamo, la mayor proporción de conidios registrados durante los dos primeros períodos fueron hongos típicamente terrestres, lo que ocurrió en ambos tramos; en la etapa final los más abundantes fueron los hongos ingoldianos. En acacia negra los hongos terrestres sólo fueron abundantes a los 15 días, en particular en el tramo impactado; posteriormente predominaron los hongos ingoldianos. La cebadilla criolla tuvo en todos los períodos mayor abundancia de hongos ingoldianos alcanzando las mayores tasas de esporulación de los 3 sustratos.

5.3.5. Evaluación ecológica del arroyo Gutiérrez con variables ambientales y biológicas.

Para evaluar la respuesta de los ensambles de hifomicetes asociados a hojarasca en descomposición a un impacto puntual, se realizó, en otro período, una evaluación del estado ecológico del arroyo Gutiérrez antes y después de la descarga de un efluente industrial textil.

5.3.5.1. Caracterización de los tramos

A excepción del material particulado total y el inorgánico, todas las variables ambientales presentaron diferencias significativas en el test de comparaciones múltiples de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$). La variación de estos parámetros en cada uno de los sitios se representa en la Figura 5.23.

El caudal, tuvo un gran incremento a partir del sitio III, con valores tres veces superiores a los tramos previos. La conductividad en los sitios I y II fue apenas superior a 1000 us/cm; en el sitio III se registró un incremento que fue progresivo aguas abajo, hasta el sitio V, donde se midió el valor máximo de 1608 us/cm. El pH en todos los casos fue alcalino, con valores próximos a 9; la mayor variación se produjo en el sitio III, donde disminuyó a 8,2.

Las variables relacionadas con el oxígeno se vieron afectadas de forma negativa. Hubo una disminución en la concentración de oxígeno disuelto a partir del ingreso de la fuente de contaminación; el sitio II tuvo el valor mayor, donde también hubo sobresaturación y alta DBO. La DQO en los sitios III y IV tuvo valores que superaron el triple de lo registrado en los tramos previos y se presentó una recuperación en el tramo final del arroyo con valores similares a los iniciales. La demanda total de oxígeno como suma de DBO + DQO fue baja en el sitio I y tres veces superior en los otros tramos.

Los cloruros fueron hasta 8 veces superiores en el sitio III respecto a los tramos previos. Posteriormente, en los tramos IV y V, hubo una disminución a valores intermedios. Los fosfatos se incrementaron desde el sitio I hasta el sitio III, el que presentó el valor máximo, que cuadruplicó al del sitio I. En los tramos aguas abajo decreció levemente, aunque se mantuvo en valores altos hasta el final del arroyo. El amonio fue nulo en el sitio I; bajo en el tramo de transición; tuvo un gran incremento en el sitio III, disminuyó a valores iniciales en el sitio IV y nuevamente se incrementó en el tramo V.

El material particulado en suspensión fue muy variable, los tramos III y V presentaron los valores menores. En el caso del material inorgánico el comportamiento fue similar al MPS; el MPO se incrementó en el tramo IV y presentó valores similares a los iniciales en el tramo V.

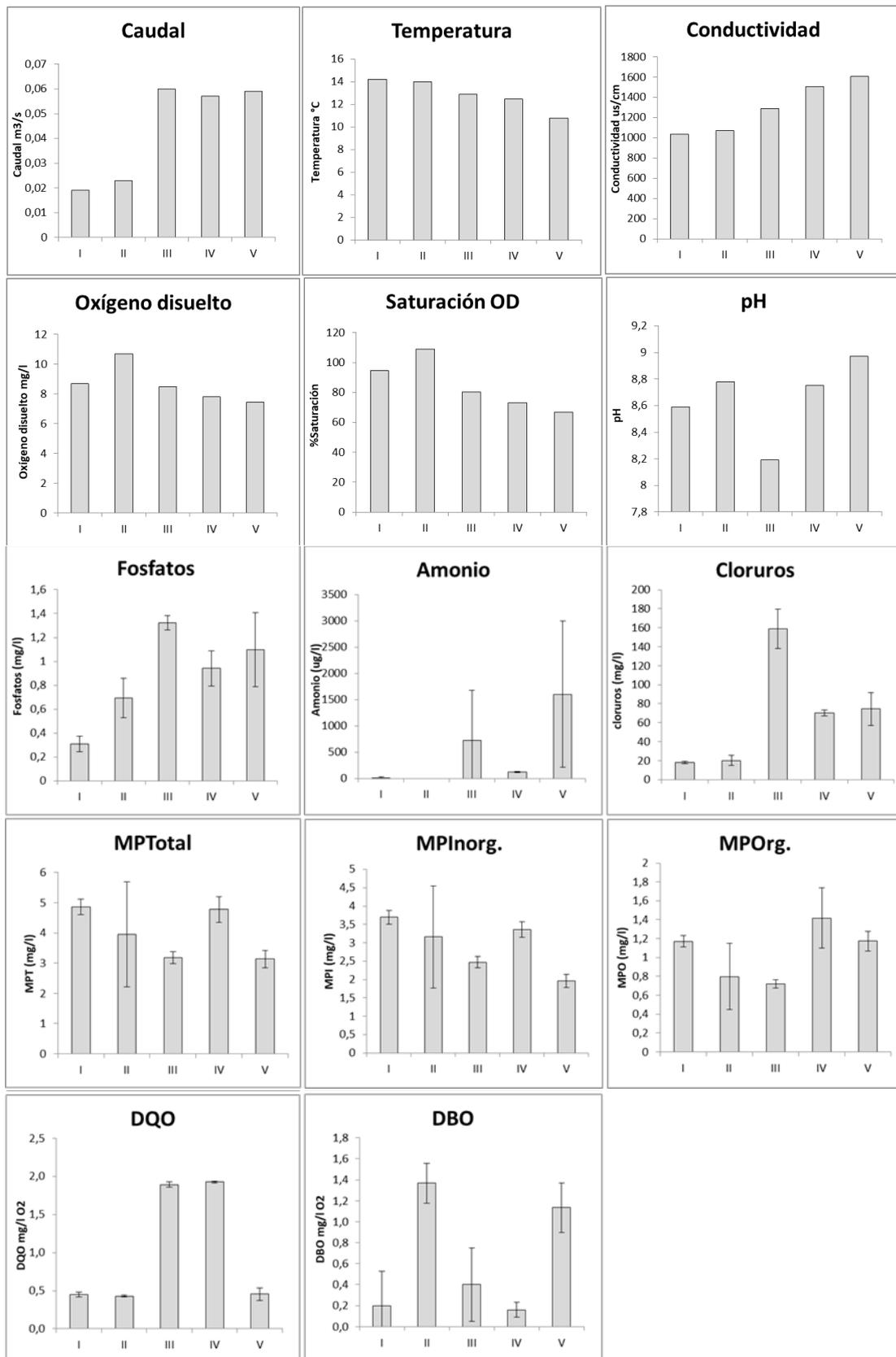


Figura 5.23. Variación de los parámetros ambientales medidos en los cinco tramos del arroyo Gutiérrez. I a V tramos desde nacientes a desembocadura.

5.3.5.2. Hifomicetes descomponedores de hojarasca

En todos los tramos hubo presencia de hongos en la hojarasca. Se registraron variaciones entre los sitios, tanto al considerar los hifomicetes totales, como exclusivamente a los hongos ingoldianos (Tabla 5.13). *Aquanecrtia penicillioides* y *Flagellospora curvula* fueron las únicas especies que estuvieron presentes en todos los sitios. Los hongos ingoldianos fueron mayoritarios en los tramos con menor grado de impacto (Figura 5.24).

Las tasas de esporulación tuvieron diferencias significativas entre los sitios ($p < 0,05$), pero no así la riqueza de especies. En los tramos con menor grado de impacto la esporulación de hongos típicamente terrestres correspondió a una fracción muy pequeña del total de conidios, la que se incrementó en los tramos con mayor perturbación (Figura 5.25).

El sitio I fue el que tuvo mayor número de especies y tasa máxima de esporulación. A excepción de *Camposporium pelucidum*, todos los hongos ingoldianos observados en los distintos tramos del arroyo estuvieron presentes en el primero. Las especies que se presentaron únicamente allí fueron: *Alatospora acuminata* y *Anguillospora crassa*. La esporulación superó los 1400 conidios.g⁻¹.d⁻¹ en promedio y fue muy variable entre las réplicas, lo que se comprueba al considerar las desviaciones estándar.

El sitio II, tuvo la menor riqueza de especies y tasa mínima de esporulación. Hubo presencia de tres especies de hongos ingoldianos, *A. penicillioides*, *F. curvula* y *Anguillospora filiformis*. La producción de esporas en ningún caso superó los 100 conidios.g⁻¹.d⁻¹ y presentó una variación mucho menor entre las réplicas, con respecto al sitio I

En el sitio III hubo una importante proporción de especies de hifomicetes típicamente terrestres. En este tramo, además, estuvieron presentes el total de las especies de este tipo de microorganismos. La riqueza de hongos ingoldianos fue baja, algo mayor que en el tramo II. *V. aquaticus* se registró únicamente en este sitio. La tasa de esporulación fue baja y poco variable.

El sitio IV tuvo una recuperación en la riqueza de especies y una proporción mayor de hongos ingoldianos, respecto al tramo previo. *Sigmoidea prolifera* se observó únicamente en este tramo. La tasa de esporulación también fue baja y con poca variación entre las réplicas.

El sitio V presentó valores de riqueza similares al sitio previo. *Lunulospora curvula* y *L. cymbiformis* fueron las únicas especies que estuvieron sólo en este tramo y en el sitio I. La tasa de esporulación promedio fue cercana a 200 conidios.g⁻¹.d⁻¹ y con una mayor variabilidad entre las réplicas.

Tabla 5.13. Hifomicetes acuáticos asociados a la descomposición de acacia negra en los cinco tramos del arroyo Gutiérrez. x: sitios donde fueron registradas cada una de las especies.

Especies	Tramo I	Tramo II	Tramo III	Tramo IV	Tramo V
<i>Alatospora acuminata</i>	x	-	-	-	-
<i>Alternaria</i> sp.	-	X	x	x	x
<i>Amniculicola longissima</i>	x	-	-	x	-
<i>Anguillospora crassa</i>	x	-	-	-	-
<i>Anguillospora filiformis</i>	x	X	-	-	x
<i>Anguillospora pseudolingissima</i>	x	-	x	-	-
<i>Aquanectria penicilliodes</i>	x	X	x	x	x
<i>Camposporium pelucidum</i>	-	-	-	x	x
<i>Crucella subtilis</i>	x	-	-	x	-
<i>Curvularia</i> sp.	x	X	x	x	-
<i>Drechslera</i> sp.	x	X	x	x	x
<i>Flagellospora curvula</i>	x	X	x	x	x
<i>Helmintosporium</i> sp.	-	-	x	x	-
<i>Lunulospora curvula</i>	x	-	-	-	x
<i>Lunulospora cymbiformis</i>	x	-	-	-	x
<i>Neotorula aquatica</i>	-	-	x	x	-
<i>Sigmoidea aurantiaca</i>	-	-	-	x	-
<i>Sigmoidea prolifera</i>	x	-	x	x	x
<i>Trichocladium angelicum</i>	-	-	-	-	x
<i>Vargamyces aquaticus</i>	-	-	x	-	-
<i>Xilomyces</i> sp.	x	-	x	-	x

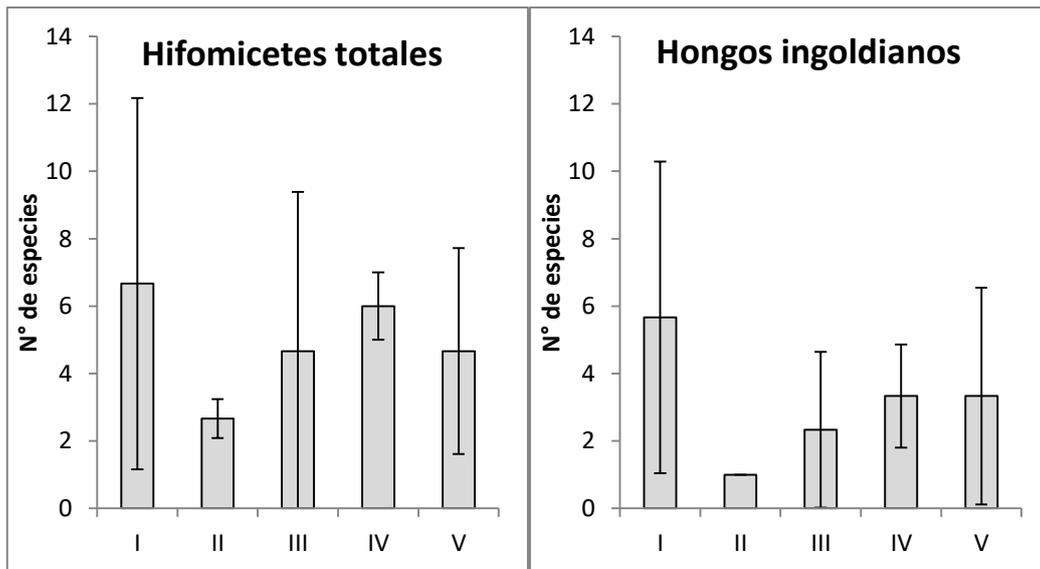


Figura 5.24. Valores medios y desvíos estándar de la riqueza de especies de hifomicetes totales y hongos ingoldianos en los cinco sitios del arroyo Gutiérrez. I a V tramos desde nacientes a desembocadura.

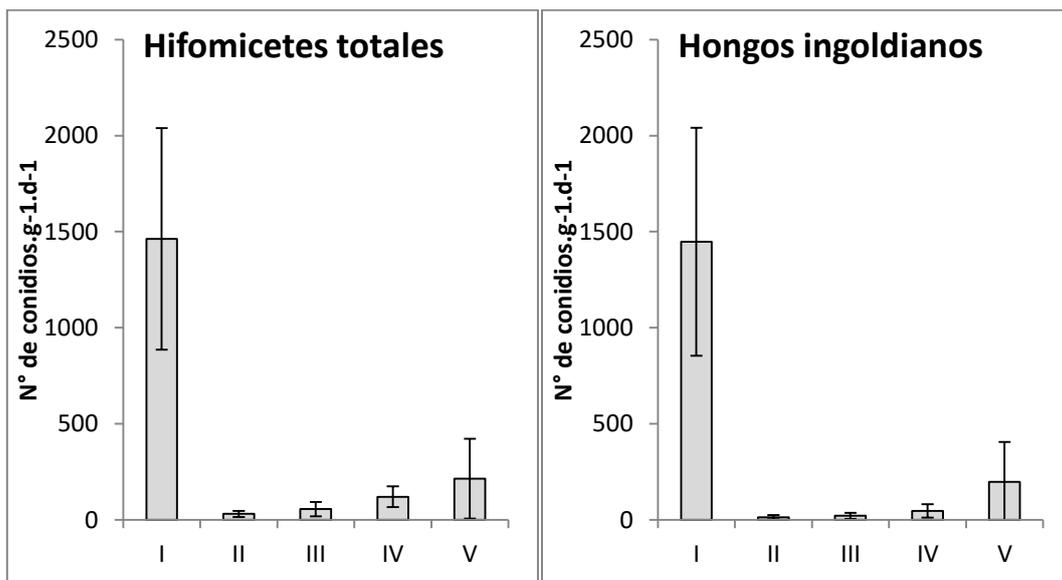


Figura 5.25 Valores medios y desvíos estándar de las tasas de esporulación de hifomicetes totales y hongos ingoldianos en los cinco sitios del arroyo Gutiérrez. I a V tramos desde nacientes a desembocadura.

5.3.5.3. Análisis de Actividades enzimáticas extracelulares

Las tres enzimas analizadas presentaron diferencias no significativas en sus actividades, al considerar los tratamientos con PCNB y control. En todos los casos el fungicida produjo una disminución en las actividades enzimáticas extracelulares respecto al control.

Las tendencias observadas fueron:

- *Fosfatasa alcalina*

En el control la actividad fue levemente menor en el sitio I que en los tramos siguientes. El sitio II tuvo la mayor actividad registrada ($828,8 \pm 644,4 \mu\text{mol MUF}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$). A partir del sitio III hubo una disminución paulatina, hasta el tramo V, donde se presentó la menor actividad ($522,8 \pm 286,9 \mu\text{mol MUF}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$).

En el tratamiento con fungicida hubo una tendencia similar, con diferencias menores entre los tramos. A excepción del sitio IV, donde se observó un incremento respecto al sitio III ($322,4 \pm 96 \mu\text{mol MUF}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$ y $488,2 \pm 90,1 \mu\text{mol MUF}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$) respectivamente (Figura 5.26a).

La AEH fue mayor al 44 % (sitio I) con valores máximos en el sitio IV, donde el 75% de la actividad se asoció con los hongos. (Figura 5.26b).

- β – glucosidasa

En el control la actividad fue mayor en los tramos con alto grado de impacto (sitios III y IV) y menor en los sitios I y V. Al considerar el tratamiento con PCNB, los sitios I y V tuvieron las menores actividades ($408,2 \pm 50,9 \mu\text{mol MUF}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$ y $400,9 \pm 22,6 \mu\text{mol MUF}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$, respectivamente) (Figura 5.26c).

La AEH fue mayor a 60 % en casi todos los tramos, a excepción del sitio II que fue 49 %. El valor máximo se observó en el sitio III (78,4%) (Figura 5.26d).

- *Celobiohidrolasa*

Esta enzima tuvo un patrón distinto a lo mencionado para las demás. El sitio con mayor nivel de impacto presentó actividades enzimáticas menores que el resto de los tramos. En el control, la actividad fue alta en el sitio I, intermedia en el sitio II y baja en el sitio III. Los sitios IV y V presentaron un incremento muy marcado; en el último tramo se registró la mayor actividad de esta enzima ($758,4 \pm 878,3 \mu\text{mol MUF}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$).

El tratamiento con PCNB presentó valores similares al control en el sitio I ($632,9 \pm 510,8 \mu\text{mol MUF}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$), disminuyó en el sitio II, tuvo un leve incremento en el sitio III y decreció de forma paulatina hasta el sitio V donde se produjo la menor actividad ($297,8 \pm 24,1 \mu\text{mol MUF}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$) (Figura 5.26e).

La AEH fue casi nula en el sitio I y de 34% en el sitio II. Tuvo una fuerte caída en sitio III (9,2 %) y un incremento posterior hasta el sitio V (60,7 %) (Figura 5.26f).

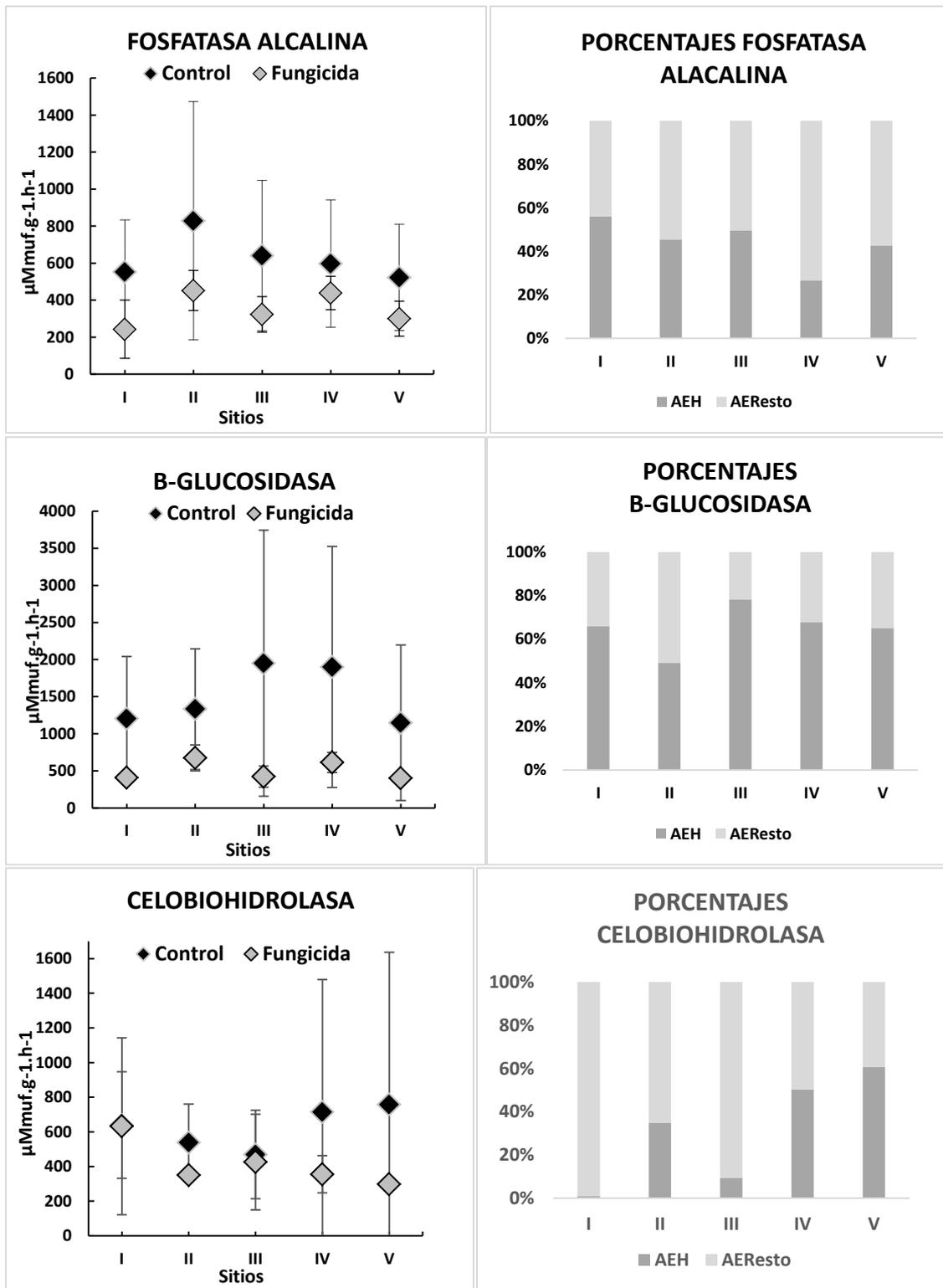


Figura 5.26. Actividades enzimáticas extracelulares de los microorganismos descomponedores de hojas de acacia negra presentes en cada tramo del arroyo Gutiérrez. **a-** actividad enzimática fosfatasa alcalina; **b-** Porcentajes de actividad enzimática fosfatasa alcalina de hongos (AEH) y del resto de los microrganismos (AER); **c-** actividad enzimática β-glucosidasa; **d-** AEH y AER β-glucosidasa; **e-** actividad enzimática celobiohidrolasa; **f-** AEH y AER celobiohidrolasa. Rombos negros: tratamiento control. Rombos grises tratamiento con PCNB. I a V sitios.

5.4. DISCUSIÓN

Todos los análisis realizados en este capítulo indican en general un efecto negativo de la actividad urbano-industrial sobre los ensambles de hongos estudiados y los procesos ecosistémicos analizados.

- *Caracterización de los tramos*

Parte del deterioro en la calidad del agua de los tramos con impactos urbano-industriales se pudo evaluar mediante el registro de variables de caracterización de los tramos como OD; fosfatos; amonio, nitritos; ácidos húmicos y PSO, las cuales fueron significativamente diferentes a lo registrado en los tramos no impactados.

Los mayores niveles de nutrientes es posible atribuirlos a la presencia de sustancias de origen antrópico, que se transportan en los vertidos líquidos provenientes de las distintas actividades urbano-industriales. De acuerdo con Toro *et al.* (2009) estos vertidos aumentan de forma significativa las concentraciones de nutrientes en los cursos de agua, con efecto acumulativo a largo plazo. Ello produce una reducción en la calidad del agua de los cuerpos lóticos que atraviesan centros urbanos y por lo tanto afectan negativamente a las comunidades de organismos que habitan estos sistemas fluviales.

Los ácidos húmicos tuvieron valores de absorbancia bajos, los que fueron mayores en los sitios no impactados. Ello se corresponde con un menor lavado del suelo en los tramos urbanos, como consecuencia de su cobertura por materiales impermeables como asfalto y cemento.

El material particulado inorgánico en suspensión fue mayor en los sitios no impactados, a excepción del arroyo Gutiérrez, donde sucedió lo contrario. Tanto para estos materiales, como para los orgánicos. Ello, es producto de la gran cantidad de residuos sólidos provenientes de la industria textil que elimina sus efluentes a este arroyo.

- *Parámetros del micoplancton*

La presencia de hifomicetes en los tramos con impactos urbano-industriales es un indicio de que algunos de estos microorganismos pueden tolerar el efecto de ese tipo de perturbaciones. Sin embargo, como se observó en los tramos impactados de Gutiérrez, Salgado y La Choza, es posible que se encuentren pocos hongos ingoldianos o estén

ausentes en algunos tramos con esas características, lo que coincide con estudios publicados para otras regiones (Krauss *et al.*, 2003; Lecerf y Chauvet, 2008).

La similitud entre los tramos de acuerdo con la P/A de las especies mayoritarias, estuvo determinada por la actividad urbano-industrial, lo que sería un factor importante en la diferenciación de las especies que se encuentran en los sitios estudiados. Hubo mayor similitud entre los sitios impactados de los distintos arroyos que entre los tramos del mismo curso de agua. Además, el arroyo Giles, que se asoció con los tramos no impactados, es el que se encuentra en mayor medida inmerso en la zona rural de la región pampeana y está más alejado del AMBA, por lo cual, más allá del impacto directo de las actividades urbano-industriales, en los otros arroyos, podría haber un efecto indirecto de la contaminación difusa asociado a la cercanía a los grandes conglomerados urbanos.

El número de especies fue significativamente mayor en los tramos no impactados, por lo que se comprueba que el impacto produjo una disminución en el número de especies presentes. De esa forma, se deduce que aquellos hifomicetes capaces de tolerar el efecto de este tipo de impacto son pocos, en particular los terrestres, mientras que los que proliferan bajo esas condiciones no serían afectados (Solé *et al.*, 2008; Cudowski *et al.*, 2015; Pyetriczuk *et al.*, 2018).

Con respecto a las asociaciones con variables ambientales, los tramos con impacto urbano-industrial se correlacionaron significativamente con valores altos de amonio, fosfatos y nitritos, a la vez que con bajos niveles de OD y ácidos húmicos. Esos valores fueron muy superiores a los que típicamente se registran en los arroyos de la región y menores en el caso de los ácidos húmicos y OD (Domínguez y Giorgi, 2020). Las especies más frecuentes se asociaron negativamente con esos parámetros, los que al estar en concentraciones excesivas (nutrientes) o menores (OD), dificultan el desarrollo de muchas de ellas (Lecerf y Chauvet, 2008; Krauss *et al.*, 2011). La riqueza de especies de hifomicetes totales, así como la de hongos ingoldianos se vio afectada con un patrón similar y se asoció con las mismas variables físicoquímicas.

- *Descomposición de hojarasca*

La descomposición presentó variaciones de acuerdo al tipo de malla, hojarasca, tramo y arroyo considerado. Los resultados en las bolsas de malla fina fueron heterogéneos: a excepción del arroyo Salgado, donde el tramo impactado evidenció mayor tasa de descomposición, los demás cursos de agua tuvieron valores mayores en el tramo no

impactado; en particular, en Gutiérrez, las diferencias fueron amplias al considerar el álamo y la cebadilla criolla. Ello indicó, en la mayoría de los casos, un efecto negativo de los impactos urbano-industriales sobre este proceso y los microorganismos que lo llevan a cabo, aunque muy variable según el impacto que recibe el tramo y el tipo de hojarasca considerada. En las bolsas de malla gruesa se observaron resultados más homogéneos.

En concordancia con los resultados, Martins *et al.* (2015), reportaron en arroyos urbanos de la amazonia central, una disminución en las tasas de descomposición de hojarasca, asociada a una baja biomasa fúngica, desarrollada sobre el material vegetal. Classen-Rodríguez *et al.* (2019) registraron resultados similares en arroyos urbanizados de Puerto Rico; evaluaron las tasas de descomposición de un gradiente de urbanización y concluyeron que a medida que se incrementa la superficie cubierta por pavimento estos parámetros disminuyen.

Lo analizado en relación a las tasas de descomposición se complementa con los cocientes I/NI y G/F, métricos que indicaron que tanto en el arroyo La Choza como en Giles el impacto asociado a los invertebrados es evidente. Lo mismo ocurre, en el arroyo Gutiérrez, en las bolsas de malla fina con hojarasca de álamo y cebadilla criolla. De ello se deduce que el efecto del impacto urbano-industrial afectó las tasas de descomposición, aunque en algunos tramos el impacto no fue evidente. Los microorganismos descomponedores, serían más afectados en sitios muy impactados como en el arroyo Gutiérrez, de acuerdo a lo analizado para las bolsas de malla fina.

- *Hifomicetes descomponedores*

En los experimentos realizados, pese a las diferencias observadas entre los distintos tipos de hojarasca, se comprobó en todos los casos que al principio los descomponedores mayoritarios fueron hifomicetes ingoldianos en conjunto con hongos típicamente terrestres como *Alternaria*. Estos últimos, a medida que transcurrió el tiempo de colonización, disminuyeron su abundancia y fueron parcial o totalmente reemplazados por especies de hongos ingoldianos, algunas dominantes y varias ocasionales.

Desde un principio, en los tramos no impactados, las especies acuáticas superaron ampliamente la abundancia de las terrestres. A diferencia de ello, en los tramos impactados, se produjo un reemplazo paulatino de estas últimas por hongos ingoldianos.

Esas diferencias en las tasas de esporulación permiten inferir que la modificación en las condiciones ambientales producidas por el impacto urbano-industrial, afecta la capacidad reproductiva de los hifomicetes.

Los resultados de la aplicación de los índices de diversidad de Hill, es otro indicador más de que la actividad urbano-industrial produce un efecto negativo y que es significativo en el caso de los tramos con impactos industriales fuertes, como en el caso del arroyo Gutiérrez. Ello ocurrió en particular con las especies abundantes y muy abundantes, afectando la reproducción en aquellos hongos dominantes que aparecieron en los primeros estadios de los tramos no impactados y que se registraron a intervalos de tiempo mayores o fueron ocasionales en los tramos impactados.

Dicho efecto, varió en los intervalos de tiempo analizados y de acuerdo al arroyo. Al considerar N0 en Gutiérrez, las mayores diferencias entre los tramos se presentaron al comienzo de la descomposición y en Giles en las etapas finales. En relación a N1 y N2, en Gutiérrez, ambos parámetros se incrementaron en el tramo impactado, en los dos períodos finales del experimento y superaron los valores del tramo no impactado. A diferencia de ello, en Giles, las especies abundantes y muy abundantes disminuyeron en el tramo impactado y se incrementaron en el no impactado con el transcurso del tiempo. La equitatividad fue alta en todos los casos. En ambos experimentos, los valores mayores se registraron en el último intervalo de tiempo, lo que sucedió en todos los sustratos.

Solé *et al.* (2008) reportan resultados similares en hábitats poluidos por distintas concentraciones de metales, nutrientes y materia orgánica, donde observaron en general valores bajos de riqueza de especies y una alta equitatividad. Pyetriczuk *et al.* (2018) registraron valores bajos de abundancia y diversidad de hifomicetes ingoldianos en arroyos contaminados por efluentes domiciliarios. En coincidencia con lo analizado en este estudio, los mismos autores encontraron una asociación negativa entre esos parámetros de la comunidad de hifomicetes y concentraciones elevadas de fósforo y nitrógeno.

Previamente se ha demostrado que la disponibilidad de nutrientes, junto con la calidad de los sustratos accesibles para estos microorganismos, determinan la capacidad de los mismos para incrementar de forma eficaz su biomasa y esporulación. Sin embargo, a concentraciones elevadas, los mismos pueden resultar inhibidores de su crecimiento y reproducción (Gessner, 1997; Krauss, 2003; Krauss *et al.*, 2011).

En concordancia con esa afirmación y los resultados obtenidos, se infiere que las modificaciones en las condiciones ambientales producidas por los impactos urbano-industriales disminuyen la actividad reproductiva de estos organismos.

Esas diferencias, pueden explicarse como una consecuencia de la menor cantidad de especies colonizadoras durante el comienzo de la descomposición en los tramos impactados, las que además se verían afectadas por los contaminantes presentes en el agua, produciendo una menor cantidad de conidios. Sin embargo, el incremento en las especies abundantes y muy abundantes a los 78 días en el tramo impactado del arroyo Gutiérrez, estaría indicando que estas serían capaces de utilizar los recursos que aún están disponibles en la hojarasca, a pesar del tiempo transcurrido. Ello no sucedería en los tramos no impactados, por el agotamiento del sustrato durante las etapas iniciales (Bärlocher y Kendrick, 1974; Schoenlein-Crusius *et al.*, 2016); lo que se condice con lo observado en el experimento de descomposición realizado en el mismo arroyo, en el que el proceso fue más lento.

Los valores máximos de esporulación en los tramos no impactados se alcanzaron durante los primeros períodos de la descomposición y disminuyeron progresivamente durante las últimas etapas del experimento. Este resultado, es posible asociarlo a buenas condiciones de calidad del agua en los sitios de muestreo. Contrariamente, en los tramos impactados, los valores bajos de tasas de esporulación, pueden relacionarse con una disminución en la calidad del agua producto de la acumulación de nutrientes de origen antrópico, la existencia de vertidos de aguas residuales domésticas e industriales que pudo influir no sólo en la esporulación sino también en la colonización del material vegetal sumergido (Gönczöl *et al.*, 2003; Bärlocher *et al.*, 2007; Artigas *et al.*, 2008; Bärlocher *et al.* 2013; Gonçalves *et al.*, 2013).

Entre las especies más frecuentemente observadas en los tramos con impacto urbano-industrial, *A. acuminata*, *A. longissima*, *A. pseudolongissima*, *A. penicillioides*, *F. curvula*, y *T. marchalianum* han sido reportadas en ambientes impactados por urbanizaciones e industrias (Schoenlein-Crusius *et al.*, 1990; Duarte *et al.*, 2006; Solé *et al.*, 2008; Pyetriczuk *et al.*, 2018).

- Evaluación de la calidad ecológica en el arroyo Gutiérrez

La presencia de una fuente puntual de contaminantes en el arroyo Gutiérrez permitió estudiar sitios con distintos niveles de impacto. La evaluación realizada evidencia los cambios drásticos que produce el ingreso del efluente industrial con un

alto nivel de poluentes y un gran caudal que triplica el nivel de base del arroyo. El incremento en la conductividad y los cloruros indican que ingresa una excesiva cantidad de sales o compuestos fácilmente ionizables. En el caso del fosfato y el amonio, ambos nutrientes presentaron valores muy superiores al tramo aguas arriba del impacto, por lo que el efluente incorpora grandes cantidades de estos nutrientes inorgánicos.

Las variables relacionadas con el oxígeno se vieron afectadas de forma negativa. Los valores de DBO y DQO obtenidos, muestran que, en todos los sitios con influencia del impacto, las demandas de oxígeno del sistema se incrementan notoriamente a valores muy superiores a los del sitio no impactado. De ello se deduce que el efluente industrial produce una alta demanda de oxígeno, la cual se manifiesta de forma química en los sitios más impactados y de forma biológica en los tramos de menor impacto, y por lo tanto, afecta el desarrollo adecuado de los organismos presentes en los sitios aguas abajo de la fuente de impacto.

La riqueza de especies de hongos ingoldianos y la tasa de esporulación promedio fueron ampliamente superiores en el sitio I respecto a los sitios impactados, por lo que ambos parámetros fueron muy sensibles a este tipo de perturbación. Las especies *L. curvula*, *L. cymbiformis*, *C. subtilis* y *Amniculicola longissima*, presentes en el primer tramo, sólo se observaron aguas abajo en los sitios IV y/o V, que presentaron algún grado de recuperación de la calidad del agua, por lo que dichas especies fueron susceptibles a los cambios producidos por el ingreso del efluente. Sin embargo, algunas de ellas como *F. curvula* y *A. penicillioides* fueron tolerantes, dado que se presentaron en todos los tramos. De acuerdo con Lecerf y Chauvet (2008) algunas especies entre las que se encuentran estas últimas, suelen ser tolerantes en ambientes con diferentes grados de contaminación. Sin embargo, los mismos solo fueron capaces de producir conidios a una tasa muy baja, por lo que también se vieron afectadas. Las especies más susceptibles desaparecen rápidamente de los ambientes muy contaminados (Solé *et al.*, 2008), entre ellas algunas de las observadas solo en el sitio I.

La mayor proporción de especies de hongos terrestres en el sitio con alto nivel de impacto pudo estar asociada a una baja competencia, producto de la escasa presencia de hongos ingoldianos en ese tramo. Sin embargo, eso no se reflejó en un incremento importante en las tasas de esporulación, lo que si se registró en el sitio V, donde hubo mayor riqueza de especies, acompañada por mayores tasas de esporulación y descomposición. Resultados similares han sido observados por Kshirsagar y Gunale (2013), en un estudio realizado en el río Mula, India.

Las actividades enzimáticas extracelulares presentaron variaciones distintas de acuerdo con las enzimas analizadas. Las fosfatasas y glucosidasas se vieron poco afectadas por el impacto. En ambos casos la actividad asociada a los hongos fue próxima a un 50 % en todos los tramos. A diferencia de ello, la actividad celobiohidrolasa fue muy distinta entre los sitios. El gran incremento en la actividad de esta enzima asociada a los hongos, aguas abajo del sitio IV, pudo estar relacionado a un aumento de la vegetación arbórea y por lo tanto a una mayor disponibilidad de sustratos para el desarrollo de los microorganismos que las producen, sumado a la necesidad por parte de los mismos, de un aumento en la producción de estas enzimas para degradar sustratos más complejos (Graça y Canhoto, 2006).

De esa forma, la vegetación arborea aledaña al arroyo podría estar favoreciendo la presencia y abundancia de hifomicetes luego del impacto industrial. Las hojas y otras partes de las mismas, proveen una cantidad diversa y elevada de sustratos en los que podrían desarrollarse adecuadamente los hongos incoloros. Los mismos, producen además enzimas de acción ligninolítica, con capacidad para actuar sobre compuestos sintéticos, como las fibras y colorantes (Medeiros *et al.*, 2009). De ese modo, proveerían un servicio ecosistémico que permite una reducción de la cantidad de materia orgánica recalcitrante que ingresa al río Luján.

La disminución en la variabilidad asociada a algunos parámetros biológicos como la riqueza de especies de hongos incoloros, las tasas de esporulación y las actividades celobiohidrolasas observadas en el sitio con mayor impacto, demuestran que el ingreso del efluente industrial produce una disminución en la heterogeneidad ambiental, que afecta de forma significativa a los ensamblajes de hongos incoloros y su funcionamiento en el arroyo.

CAPÍTULO 6

EFFECTO DE LA INVASIÓN DE ACACIA NEGRA EN LAS RIBERAS SOBRE LOS HIFOMICETES ACUÁTICOS

6.1. INTRODUCCIÓN

Las plantas exóticas, son aquellas cuya presencia en un área determinada se debe a su introducción intencional o accidental como consecuencia de actividades humanas. Estas especies, se convierten en invasoras cuando producen descendencia con el potencial de propagarse, a menudo sobre un área extensa, en grandes cantidades (Richardson *et al.* 2000).

El efecto invasivo puede incluir distintas perturbaciones, entre las que se destacan: la modificación de los ciclos del agua y los nutrientes y el desplazamiento de especies nativas. Las plantas invasoras reducen la biodiversidad, alteran la composición de especies, modifican la estructura de las comunidades y los procesos ecológicos de los ecosistemas invadidos (Vilà *et al.*, 2011; Yu *et al.*, 2018). Las invasiones se consideran una de las causas principales de pérdida de biodiversidad y extinción de especies a nivel mundial, con consecuencias graves para el uso y la conservación de servicios ecosistémicos esenciales (Clavero y García-Berthou, 2005; Fernández *et al.*, 2017).

Existen distintos mecanismos de invasión y susceptibilidad de las comunidades invadidas; las que presentan una alta biodiversidad se consideran más resistentes. Ello es debido a una presión competitiva más fuerte entre las especies nativas; ocupan en mayor medida los nichos disponibles, lo que limita las oportunidades para que las exóticas se establezcan y sobrevivan (Kennedy *et al.*, 2002). Se ha comprobado la existencia de correlaciones negativas entre la riqueza de especies de plantas nativas y la de invasoras (Kennedy *et al.*, 2002; Gilbert y Lechowicz, 2005; Yu *et al.*, 2018).

La heterogeneidad del hábitat promueve la coexistencia de especies nativas y exóticas. Además, los sitios con condiciones de crecimiento favorables sostienen una gran riqueza de ambos tipos de especies (Stohlgren *et al.*, 2006; Fridley *et al.*, 2007). Varios estudios han reportado que los valores de riqueza de especies nativas y exóticas están relacionados positivamente tanto a escala local como de paisaje (Davies *et al.*, 2007; Souza *et al.*, 2011).

Las zonas ribereñas son particularmente vulnerables a la colonización por plantas invasoras porque suelen ser áreas de perturbaciones frecuentes y están asociadas con una alta disponibilidad de nutrientes y luz. Estas invasiones pueden alterar significativamente la estructura y función de los ecosistemas acuáticos (Richardson *et al.*, 2007; McNeish *et al.*, 2012).

Las Fabaceae se consideran una de las familias de plantas con mayor número de especies leñosas invasoras. Muchas de ellas están adaptadas a sitios degradados y pueden fijar nitrógeno atmosférico, mejorando las condiciones de los suelos (Fernández *et al.*, 2017). La acacia negra (*Gleditsia triacanthos* L.) es un árbol caducifolio de la subfamilia Caesalpinoidea, originario del Centro-Este de los EE.UU y Canadá. Crece hasta 20 metros de altura y posee espinas de tres puntas; el fruto es una chaucha aplanada, de aproximadamente 20 cm de longitud. Su reproducción es sexual y asexual, posee una alta tasa de crecimiento y emergencia de las plántulas, gran capacidad de rebrote, producción de semillas y viabilidad de las mismas (Vilches *et al.*, 2014; Fernández *et al.*, 2017).

Esta planta tiene una amplia distribución en el mundo y su abundancia aumenta con frecuencia como producto de actividades humanas, entre las que se destacan: uso de la tierra, producción agropecuaria, limpieza de pastos y construcción de rutas. El ganado ramonea su follaje y también consume sus frutos, siendo la vía endozooica de sus semillas una de las principales formas de diseminación e invasión en campos ganaderos, donde llega a formar montes y macizos (Vilches *et al.*, 2014; Fernández *et al.*, 2017).

La acacia negra es actualmente una especie invasora que ha sido introducida en países de todos los continentes: Uruguay, España, Australia, Sudáfrica y en varios de Europa Central y Oriental. En Argentina, se introdujo a finales del siglo XVIII, probablemente con fines ornamentales, de sombra y cercado. Se convirtió en una especie invasora, con gran potencial para seguir expandiendo su distribución. En la actualidad se la encuentra en varias ecorregiones con diferentes climas, en el norte, este y centro del país, particularmente en el litoral y la pampa húmeda donde ha llegado a invadir pastizales (Prieto *et al.* 2004; Fernández *et al.*, 2017). Su hábitat óptimo es el suelo húmedo y fértil, por lo que crece asociada a las llanuras de inundación y a los bancos de ríos y arroyos (Csurhes y Markula, 2010).

En la región pampeana, su dispersión se incrementó fuertemente en las márgenes de cuerpos de agua como consecuencia de la mencionada preferencia por este tipo de suelos, diseminación producida por el ganado y la baja competencia por plantas nativas, las cuales son en su mayoría herbáceas, con la excepción del tala y el sauce (Giorgi *et al.*, 2014; Fernández *et al.*, 2017). Como consecuencia de ello, se han reportado efectos negativos sobre la biota acuática, como la reducción de las macrófitas y el perifiton, principalmente debido a la disminución de la luz, que alcanza un 95 % en verano en las áreas sombreadas. Ello produce, a su vez, una reducción en la amplitud térmica. Ese

cambio estructural en la comunidad de productores estaría relacionado a un cambio funcional, debido a una disminución de la producción primaria en tramos invadidos por acacia negra (Feijoó *et al.*, 2012; Giorgi *et al.*, 2014; Vilches *et al.*, 2014).

El objetivo de este capítulo fue evaluar el efecto de la invasión de acacia negra en las riberas sobre la presencia y riqueza de especies de hifomicetes en el plancton y su relación con variables ambientales, así como la estructura de la comunidad de descomponedores, la esporulación y las actividades enzimáticas extracelulares fosfatasa alcalina, β -glucosidasa y celobiohidrolasa, producidas por hongos y otros microorganismos.

6.2. MATERIALES Y MÉTODOS

6.2.1. Sitios de estudio

- *Arroyo Frías*: nace en la localidad de Mercedes y desemboca en el río Luján. Tiene una longitud aproximada de 25 km.

El tramo impactado se ubica en las afueras de la ciudad de Mercedes, en una zona cercana a la ruta provincial 41. Presenta barrancas pronunciadas. El área buffer es de aproximadamente 20 metros, en ambos lados, donde se desarrolla un monte de acacia negra que cubre la totalidad del cauce. El sustrato del arroyo contiene arcilla con sedimentos. El agua es turbia. La vegetación ribereña tiene predominio arbóreo con presencia de tala y acacia negra.

El tramo no impactado se ubica 2 km aguas abajo, en un área rural que limita con el ejido urbano de la localidad. Tiene barrancas poco pronunciadas y márgenes no conservados debido a una canalización antigua; un área buffer de aproximadamente 25 metros de ambos márgenes. El sustrato del arroyo presenta sedimentos arcillosos. El agua es turbia. La vegetación ribereña contiene gramíneas cespitosas y cortaderas.

- *Arroyo Haras*: nace en la localidad de Luján y desemboca en el río Luján. Tiene una longitud aproximada de 20 km.

El tramo impactado se ubica 2 km aguas abajo del cruce con la ruta que se dirige a la localidad de Carlos Keen (Luján). Presenta barrancas pronunciadas. El área buffer es de aproximadamente 50 metros a ambos lados, donde se desarrolló un monte de acacia negra que cubre la totalidad del cauce. El sustrato del arroyo es tosca. El agua turbia. La vegetación ribereña tiene predominio de acacia negra y gramíneas cespitosas.

El tramo no impactado se ubica en el cruce con la ruta a Carlos Keen, 2 km aguas arriba del tramo impactado, en un área rural con pastizales naturales. Tiene barrancas poco pronunciadas; un área *buffer* aproximada de 50 metros en ambos márgenes. El sustrato del arroyo presenta tosca y arcilla. El agua es turbia. La vegetación ribereña tiene predominio herbáceo con gramíneas cespitosas, cortaderas y juncos.

- **Arroyo De la Cruz:** como ya se mencionó previamente, tiene sus nacientes en la localidad de Luján, una longitud aproximada de 60 km y desemboca en el río Paraná de Las Palmas.

El tramo impactado se ubica en las afueras de la ciudad de Exaltación de la Cruz, en el cruce con la ruta nacional N° 8. Presenta barrancas pronunciadas. El área *buffer* es de aproximadamente 20 metros en ambos márgenes, donde se desarrolló un monte de acacia negra muy denso, que cubre la totalidad del cauce. El sustrato del arroyo es tosca compacta. El agua es clara. La vegetación ribereña tiene predominio arbóreo con presencia de tala y acacia negra.

El tramo no impactado se ubica en el cruce con la ruta que se dirige a la localidad de Villa Ruiz (Luján), en un área rural de pastizales naturales. Tiene barrancas poco pronunciadas y márgenes conservados; un área *buffer* de aproximadamente 25 metros de ambos lados. El sustrato del arroyo presenta tosca con sedimentos. El agua es poco turbia. La vegetación herbácea en sus riberas con predominio de gramíneas cespitosas, cortaderas y juncos.

- **Arroyo Balta:** Tiene sus nacientes en la localidad de Mercedes. Con una longitud aproximada de 15 km, desemboca en el río Luján.

El tramo impactado se ubica 1 km aguas abajo del cruce con la ruta que se dirige a Tomás Jofré. Presentó barrancas poco pronunciadas. El área *buffer* es de aproximadamente 20 metros en ambos márgenes, donde se desarrolló un monte de acacia negra muy denso, que cubre la totalidad del cauce. El sustrato del arroyo es tosca compacta. El agua es clara. La vegetación ribereña tiene predominio de acacia negra.

El tramo no impactado se ubica 500 m aguas arriba del cruce con la ruta que se dirige a Tomás Jofré, en un área rural de pastizales. Tiene barrancas poco pronunciadas y márgenes conservados; un área *buffer* de aproximadamente 20 metros de ambos lados. El sustrato del arroyo presenta tosca con sedimentos rocosos. El agua es turbia. La

vegetación herbácea en sus riberas con predominio de gramíneas cespitosas, cortaderas y juncos.

Los procedimientos generales y los muestreos de micoplancton se detallaron en el capítulo II.

6.2.2 – Descomposición de hojarasca

Se realizó un experimento de descomposición con hojas de álamo, acacia negra y cebadilla criolla, en ambos tramos del arroyo Balta. Se evaluó solo la descomposición en bolsas de malla fina. Los procedimientos se realizaron según lo descrito en la metodología general (ítem 2.5). Las bolsas con el sustrato fueron puestas en cada tramo por triplicado y se retiraron de cada arroyo a los 15, 40 y 72 días.

6.2.3 – Hifomicetes descomponedores de hojarasca

Se realizó un experimento de esporulación de hifomicetes acuáticos en hojas de álamo, acacia negra y cebadilla criolla, en ambos tramos del arroyo Balta. Los procedimientos se realizaron según lo descrito en la metodología general (ítem 2.6). Los tramos (impactado y no impactado) fueron los mismos en los que se realizó el experimento de descomposición. Las bolsas fueron puestas en cada tramo y se retiraron por triplicado a los 15, 40 y 72 días.

6.2.4. Análisis de actividades enzimáticas extracelulares

La medición de actividades enzimáticas, fosfatasa alcalina, β -glucosidasa y celobiohidrolasa, se realizó en los mismos tramos del arroyo Balta mencionados previamente. Los procedimientos se realizaron de acuerdo al ítem 2.7. El período de colonización de la hojarasca en el arroyo fue de 15 días.

6.2.5. Análisis estadísticos

Las comparaciones de las variables descriptivas se realizaron según lo indicado en el ítem 2.9.2.

Las asociaciones entre las variables de caracterización de los tramos y los ensambles de hifomicetes en el micoplancton se realizaron con los parámetros OD; SatOD; fosfatos; nitratos; nitritos; amonio y ácidos húmicos. Los mismos, se

seleccionaron de acuerdo a su representatividad e importancia en la descripción de las condiciones ambientales de los cursos de agua.

Dicha selección se basó en el número máximo de variables posibles de utilizar en los ACP. Entre las opciones posibles se prefirió aquellas que, de acuerdo a la bibliografía, representaron mayor influencia de la invasión de acacia negra en las riberas y su posible efecto sobre los hongos ingoldianos (Solé *et al.*, 2008; Krauss *et al.*, 2011; Vilches, 2012; Pietryczuk *et al.*, 2018):

- Concentración de oxígeno disuelto, por su influencia sobre la disponibilidad de este compuesto para estos organismos, los que son estrictamente aeróbicos.

- Porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, parámetro asociado a la presencia de organismos autótrofos, los que pueden influir en el desarrollo de algunas especies de hongos ingoldianos.

- Nutrientes (fosfatos, amonio, nitratos y nitritos), parámetros asociados con la eutrofización de los cursos de agua y la presencia de hongos ingoldianos.

- Ácidos húmicos, pueden reflejar un proceso erosivo, así como su variación por la disminución de la permeabilidad del suelo.

Las asociaciones entre los tramos impactados y no impactados, según la presencia/ausencia de especies en el micoplancton se realizaron mediante análisis de clasificación, con matrices de distancia euclídea utilizando el método de Ward. Las relaciones entre las variables de caracterización de los tramos y ese parámetro se evaluaron mediante análisis de escalamiento óptimo. Las correlaciones entre las variables ambientales y la riqueza de especies en el micoplancton se analizaron mediante análisis de componentes principales.

6.3. - RESULTADOS

6.3.1. Caracterización de los tramos

Los resultados de los parámetros de calidad del agua de cada uno de los tramos de arroyos estudiados se presentan en la Tabla 6.1. Las comparaciones entre los tramos en relación con los parámetros se realizaron mediante el T test, lo que arrojó que ninguna de las variables presentó diferencias significativas entre los tramos ($p > 0,05$).

En todos los casos la profundidad media fue menor que 0,3 m, el ancho medio fue variable, con valores desde 1,7 hasta 6,5 metros. La velocidad del agua y el caudal

presentaron valores bajos (menores a 0,5 m/s y m³/s, respectivamente), propios de los ambientes de la región.

El rango de variación del pH fue de neutro a alcalino, con valores que oscilaron entre 7,3 hasta 8,3. Los parámetros relacionados con el OD fueron en general altos. El oxígeno disuelto varió entre 8 y 10 mg/l; los porcentajes de saturación fueron altos, superiores a 80 % en todos los casos y con valores de sobresaturación.

La conductividad eléctrica fue alta, con valores que fluctuaron entre 871 µs/cm (De la Cruz I) y 1285 µs/cm (Balta NI). El rango de temperatura fue 14,7 - 20,4 °C, que se corresponde con el clima asociado al período estacional (otoño).

Los nutrientes, fueron poco variables entre los tramos, pero las concentraciones difirieron entre los arroyos: el rango de valores de fosfatos fue mayor en los tramos no impactados, a excepción del arroyo De la Cruz, que presentó los guarismos más bajos, los que además fueron similares en ambos tramos (0,07±0,01 mg/l); el máximo se registró en el tramo no impactado del arroyo Haras (0,38 mg/l). El amonio fue mayor en los tramos no impactados, a excepción del arroyo Balta en el que se registró el valor mínimo (1,26 µg/l); el máximo fue en Haras NI (187 µg/l). Los nitratos, en todos los arroyos presentaron un rango de valores mayores en los sitios invadidos por acacia negra; el mínimo fue 0,3 mg/l en el tramo no impactado del arroyo De la Cruz y el máximo 2,83 mg/l en Haras NI. Los nitritos fueron similares o mayores en los tramos impactados; variaron entre 0,07 mg/l (Balta) y 0,29 mg/l (Frías NI).

Los ácidos húmicos presentaron valores de absorbancia bajos, los que fueron en general mayores en los sitios no impactados. El material particulado en suspensión varió entre 19,2 mg/l, en el tramo no impactado del arroyo Balta y 198 mg/l en el tramo impactado del arroyo Frías. Los porcentajes de materia orgánica fueron variables: en los tramos impactados de Balta y De la Cruz los valores fueron superiores a los sitios no impactados de los mismos arroyos; lo opuesto sucedió en Frías y Haras, donde fueron apenas menores en los sitios impactados.

Tabla 6.1. Valores medios y desvíos estándar de las variables de caracterización de los tramos, medidas en los distintos arroyos impactados por invasión de acacia negra y sus respectivos tramos de referencia. PST: peso seco del material particulado en suspensión; PSO: peso seco orgánico; PSI peso seco inorgánico.

PARÁMETROS	Frías		Haras		De la Cruz		Balta	
	I	NI	I	NI	I	NI	I	NI
Prof. 1/2 (m)	0,17	0,11	0,2	0,24	0,26	0,17	0,09	0,16
Ancho 1/2 (m)	5,8	4,75	2,5	6,5	5,2	3,2	5,04	1,7
Vel. (m/s)	0,02	0,05	0,01	0,22	0,07	0,05	0,01	0,03
Caudal (m ³ /s)	0,02	0,02	0,005	0,34	0,1	0,03	0,004	0,01
pH	8,22	8,29	7,46	7,35	7,65	8,09	7,88	7,53
OD (mg/l)	8,7	10,05	9,88	9,62	8,23	9,89	7,84	8,03
Sat. OD (%)	100	117,3	100,7	95,4	86,8	101,9	82,2	82
Cond. (μS/cm)	1109	1113	1001	1119	871	937	1202	1285
Temp. °C	15,8	16,3	15,5	14,7	17,4	16,1	20,4	15,9
PO4-3 (mg/l)	0,11	0,12	0,36	0,38	0,07	0,07	0,21	0,26
	±0,03	±0,01	±0,00	±0,01	±0,01	±0,01	±0,01	0,00
NH4+ (μg/l)	51,3	52	170	187	48,4	49,4	34,98	1,26
	±9,8	±1,1	±2,83	±3,1	±0,48	±1,3	±60,6	±1,17
NO3- (mg/l)	0,42	0,38	2,83	2,71	0,43	0,3	1,36	0,86
	±0,05	±0,01	±0,02	±0,01	±0,07	±0,02	±0,03	±0,04
NO2- (mg/l)	0,22	0,29	0,2	0,20	0,03	0,07	0,02	0,02
	±0,05	±0,03	±0,00	±0,03	±0,00	±0,00	±0,00	±0,01
Ác. Húm. (λ=365)	0,05	0,11	0,41	0,40	0,03	0,05	0,24	0,25
	±0,01	±0,02	±0,02	±0,01	±0,00	±0,00	±0,01	±0,01
PST (mg/l)	198	172	64,1	84,35	37,8	37,7	35,5	19,2
	±31,7	±24	±3,73	±15,3	±44,9	±6,6	±0,59	±5,77
PSO (mg/l)	48,3	34,6	12,4	14,7	8,44	10,5	7,53	5,36
	±11,7	±16,8	±2,36	±0,38	±7,57	±1,6	±1,16	±0,31
PSI (mg/l)	149	137	51,7	69,6	29,3	27,16	27,9	13,8
	±33,6	±22,3	±1,42	±14,9	±37,7	±5,2	±0,66	±6,05
MO (%)	24,8	20	19,3	17,8	27,8	28,04	21,2	29,7
	±6,6	±8,25	±2,67	±3,1	±10,9	±2,06	±2,94	±8,9
MI (%)	75,2	80	80,7	82,2	72,2	72	78,8	70,3
	±6,6	±8,25	±2,67	±3,1	±10,9	±2,1	±2,96	±8,9

6.3.2. Análisis de parámetros del micoplancton

6.3.2.1. Presencia de especies

Se observaron conidios de un total de 41 especies de hifomicetes en el plancton de los arroyos con impacto por invasión de acacia negra (Tabla 6.2). En todos los casos, se registraron hongos ingoldianos en amplia proporción respecto a los terrestres, lo que sucedió tanto en los tramos impactados como en los no impactados. Las especies fueron mucho más abundantes en los sitios con riberas invadidas por acacia negra, a excepción del arroyo Frías, donde hubo la misma cantidad de especies en ambos sitios.

El tramo no impactado del arroyo Balta presentó la menor cantidad de especies (9); contrariamente el sitio invadido por acacia negra del arroyo De la Cruz presentó el valor máximo (28).

Los conidios fueron predominantemente de formas sigmoideas, tetrarradiadas y compactas, con gran abundancia de la mayoría de ellas. *T. breve* fue la única especie que se registró en el total de los tramos impactados y estuvo ausente en los no impactados. *Anguillospora crassa* y *Lemoniera aquatica* se encontraron exclusivamente en el tramo no impactado del arroyo Frías. Otras especies, se observaron exclusivamente en uno o varios tramos con invasión de acacia negra: *Beltrania rhomica*, *Campylospora chaetocladia*, *Clavatospora tentacula*, *Helicomycetes sp.*, *Isthmotricladia gombakiensis*, *Lemonniera pseudofloscula*, *Heliscus aquaticus*, *Lunulospora curvula*, *L. cymbiformis*, *Tetracladium furcatum*; *Tricelulla aquatica*, *Tricladopsis flagelliforme*, *Trinacrium sp.*, *Tripaspermum camelopardus*, *T. variabile*, y *Triscelophorus sp.*

Alternaria sp., *Drechslera sp.* y *Sigmoidea sp.* se registraron en todos los sitios. *T. marchalianum*, estuvo presente en todos los tramos, a excepción del tramo no impactado del arroyo Balta.

Tabla 6.2. Hifomicetes observados en los arroyos impactados por invasión de acacia negra y no impactados. La x indica los sitios donde fueron registradas las especies en cada muestreo. I- impactado; NI- no impactado.

Arroyo	Frías		Haras		De la Cruz		Balta	
	I	NI	I	NI	I	NI	I	NI
<i>Alatospora acuminata</i>	X	X	X	-	-	-	X	X
<i>Alternaria</i> sp.	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Amniculicola longissima</i>	-	X	X	-	X	X	-	-
<i>Anguillospora crassa</i>	-	X	-	-	-	-	-	-
<i>Anguillospora filiformis</i>	-	X	-	X	-	X	X	-
<i>Anguillospora pseudolongissima</i>	X	-	X	X	X	X	X	-
<i>Aquanectria penicillioides</i>	X	X	X	X	X	-	X	-
<i>Camposporium pelucidum</i>	-	-	X	-	X	X	X	X
<i>Campylospora chaetocladia</i>	X	-	-	-	X	-	-	-
<i>Clavatospora tentacula</i>	-	-	-	-	X	-	-	-
<i>Curvularia</i> sp.	-	-	-	X	-	X	X	-
<i>Diplocladiella scalaroides</i>	-	-	X	-	-	X	X	-
<i>Helmintosporium</i> sp.	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Helicomycetes</i> sp.	-	-	-	-	X	-	-	-
<i>Heliscus lugdunensis</i>	-	-	-	-	-	-	X	-
<i>Isthmotricladia gombakiensis</i>	-	-	-	-	X	-	-	-
<i>Lemoniera aquatica</i>	-	X	-	-	-	-	-	-
<i>Lemoniera pseudofloscula</i>	-	-	-	-	X	-	-	-
<i>Lunulospora curvula</i>	X	-	-	-	X	-	X	-
<i>Lunulospora cymbiformis</i>	-	-	-	-	X	-	X	-
<i>Mycocentrospora acerina</i>	X	X	X	-	X	-	X	X
<i>Nakataea sigmoidea</i>	-	-	X	X	-	X	X	-
<i>Neotorula aquatica</i>	-	-	-	X	X	X	X	X
<i>Pseudobeltrania macrospora</i>	-	-	-	-	X	-	X	-
<i>Sigmoidea prolifera</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Tetracladium furcatum</i>	-	-	X	-	X	-	-	-
<i>Tetracladium breve</i>	X	-	X	-	X	-	X	-
<i>Tetracladium marchalianum</i>	X	X	X	X	X	X	X	-
<i>Tetracladium setigerum</i>	X	-	X	X	X	X	-	-
<i>Tetraploa aristata</i>	-	-	-	-	-	-	-	X
<i>Tetraploa elisii</i>	-	-	-	-	-	X	X	-
<i>Tricellula aquatica</i>	-	-	-	-	-	-	X	-
<i>Tricladopsis flagelliforme</i>	-	-	-	-	X	-	-	-
<i>Trinacrium</i> sp.	-	-	X	-	X	-	-	-
<i>Tripaspermum camelopardus</i>	X	-	-	-	X	-	X	-
<i>Tripaspermum myrti</i>	-	X	-	-	-	-	-	-
<i>Tripaspermum variabile</i>	-	X	-	-	X	-	X	-
<i>Triscelophorus monosporus</i>	X	X	-	-	X	X	X	-
<i>Triscelophorus</i> sp.	-	-	-	-	-	-	X	-
<i>Vargamyces aquaticus</i>	-	-	X	-	X	-	-	X
<i>Wiesneriomyces</i> sp.	-	-	-	-	X	-	-	-

- Análisis de similitud entre los tramos

Para la realización de los análisis de similitud entre los tramos según la presencia de especies en el micoplancton, se seleccionaron aquellos hongos ingoldianos que se observaron con mayor frecuencia. Se consideraron especies frecuentes, aquellas que se registraron como mínimo en el 25 % de los tramos (2 de los 8 tramos estudiados en este capítulo): *Alatospora acuminata*, *Amniculicola longissima*, *Anguillospora filiformis*, *A. pseudolongissima*, *Aquanectria penicillioides*, *Camposporium pellucidum*, *Diplocladiella scalaroides*, *Mycocentrospora acerina*, *Nakataea sigmoidea*, *Sigmoidea prolifera*, *Tetracladium breve*, *T. marchalianum*, *T. setigerum*, *Triposphermum camelopardus*, *Triscelophorus monosporus* y *Vargamyces aquaticus*.

Los patrones de agrupamiento de los tramos de acuerdo con su similitud en relación a la presencia de las distintas especies observadas se estudiaron mediante un análisis de clasificación con matrices de distancia euclídea (DE), utilizando el método de Ward (Figura 6.2).

El dendrograma muestra dos conjuntos muy separados entre sí (DE = 25):

1- Presentó seis tramos, e involucró a todos los sitios impactados (línea roja), que se separaron a DE = 23 de los tramos Balta y Frías no impactados (línea azul). Los tramos impactados se separaron a DE = 10 en dos grupos, uno de ellos contuvo a Frías y De la Cruz, muy similares respecto a las especies presentes (DE = 1) y el otro a Haras y Balta, a DE = 7.

2- Contuvo dos tramos (Haras y De la Cruz), ambos no impactados (línea verde) que se separaron a DE = 4.

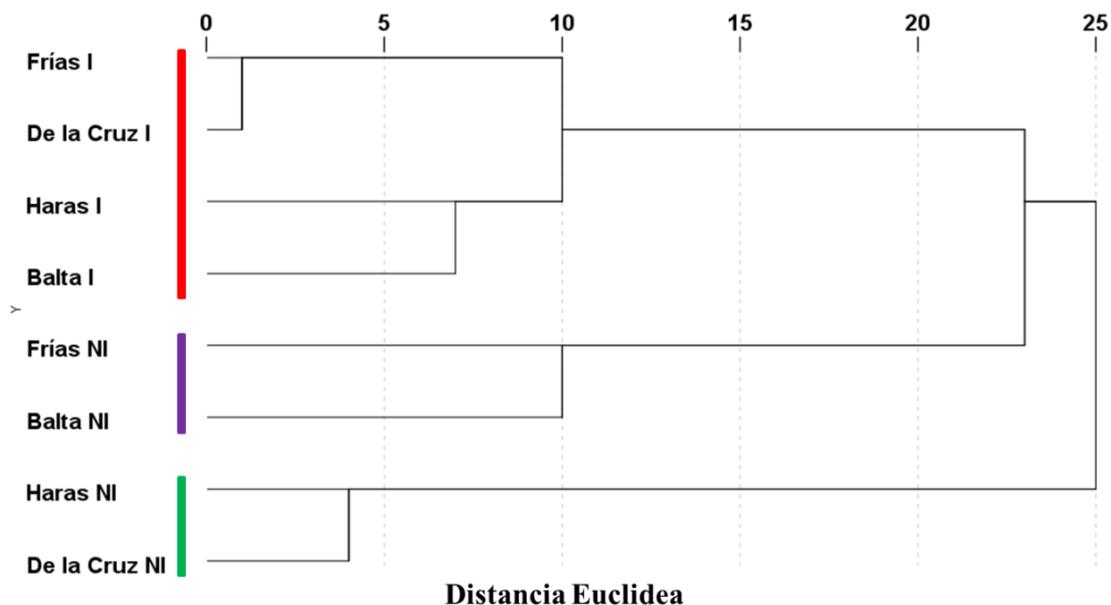


Figura 6.2. Dendrograma de clasificación de los tramos de acuerdo a la presencia y ausencia de especies de hongos ingoldianos. Las líneas de colores indican las agrupaciones de mayor importancia. La línea roja señala los tramos con invasión de acacia negra.

- Asociación entre la presencia de especies y las variables ambientales

La relación entre los parámetros de caracterización de los tramos y la presencia de las especies mayoritarias en el micoplancton se realizó mediante análisis de escalamiento óptimo. Las variables ambientales que se utilizaron (pH, conductividad, OD; SatOD; fosfatos; amonio, nitratos; nitritos; ácidos húmicos y PSO) fueron discretizadas y se analizaron sus relaciones con la presencia de las 15 especies más frecuentes.

Los resultados del análisis mostraron que los dos primeros ejes representaron un 47,5 % de la varianza total. El eje 1 (autovalor 6,8) explica el 27,2 % de la varianza; el eje 2 explica el 20,3 % restante (autovalor 5,1). La validación del análisis se realizó mediante el coeficiente de alfa de Cronbach, con un valor de 0,889 para la dimensión 1 y 0,836 para la dimensión 2, estos valores permitieron establecer poca homogeneidad y consistencia regular de los datos.

Las asociaciones entre las variables correlacionadas que conformaron cada una de las dimensiones se representan gráficamente en la Figura 6.3. Los valores de los coeficientes se incluyen en el Anexo 11.

- El eje 1, tuvo correlaciones positivas altas (con coeficientes mayores a 0,5) con las variables ambientales: pH, OD, SatOD, amonio, nitritos y PSO; las asociaciones negativas fueron altas para la conductividad y los nitratos. En el caso de las especies,

Amniculicola longissima, *T. marchalianum* y *T. monosporus* tuvieron correlaciones positivas. Las negativas resultaron altas para *C. pelucidum* y *V. aquaticus*.

- El eje 2 se asoció positivamente con pH y negativamente con fosfatos, amonio y nitratos. Las especies, que tuvieron correlaciones altas fueron: *N. sigmoidea* (negativa), *T. marchalianum* y *T. monosporus* (positivas).

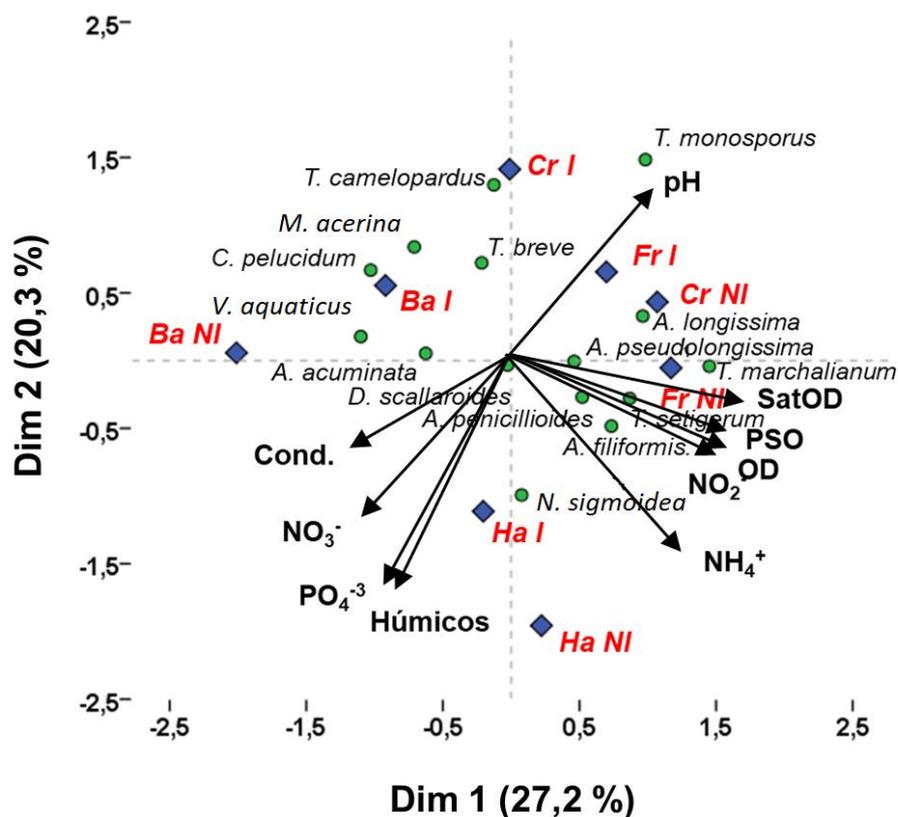


Figura 6.3. Diagrama de dispersión bi espacial que representa las asociaciones entre las variables ambientales (flechas) y la presencia de las especies más frecuentes en los arroyos (círculos verdes) en el análisis de escalamiento óptimo. Fr- Frías; Ha- Haras; Cr- De la Cruz; Ba- Balta (NI: no impactado; I: impactado).

6.3.2.2. Riqueza de especies

En cada uno de los sitios, se cuantificó la riqueza de especies por tramo como el número total de hifomicetes acuáticos (S_hifo), el número de especies de hongos ingoldianos (S_ingo) y del género *Tetracladium* (S_Tetr) registrados en cada tramo (Tabla 6.3).

Tabla 6.3. Riqueza de especies de hifomicetes totales (S_hifo), hongos ingoldianos (S_ingo) y del género *Tetracladium* (S_Tetr) en cada uno de los tramos de los arroyos estudiados en este capítulo.

TRAMO	S_hifo	S_ingo	S_Tetr
Frías NI	14	12	1
Haras NI	11	7	2
De la Cruz NI	15	11	2
Balta NI	9	6	0
Frías I	14	12	3
Haras I	17	15	4
De la Cruz I	28	25	4
Balta I	25	21	2

Para evaluar el efecto del impacto de invasión de acacia negra en las riberas, sobre los parámetros de riqueza de especies en el micoplancton se realizaron análisis de componentes principales, asociándolos con las variables ambientales registradas en los tramos.

Los tres parámetros de riqueza de especies fueron significativamente mayores en los tramos impactados ($p < 0,05$, prueba T). En la Figura 6.4 se esquematizan los promedios y desvíos estándar para cada parámetro analizado. Valores altos correspondieron a los sitios impactados y lo opuesto sucedió en los tramos no impactados.

En el caso del total de hifomicetes, la media fue de 21 especies en el tramo impactado y 12 en el no impactado. Los hongos ingoldianos presentaron valores apenas inferiores a los hifomicetes totales, lo que sucedió en ambos tramos. La mayoría de los sitios tuvieron al menos una especie del género *Tetracladium*, en particular los tramos con invasión de acacia negra presentaron al menos dos y hasta cuatro especies; en el tramo no impactado del arroyo Balta su presencia en el plancton fue nula.

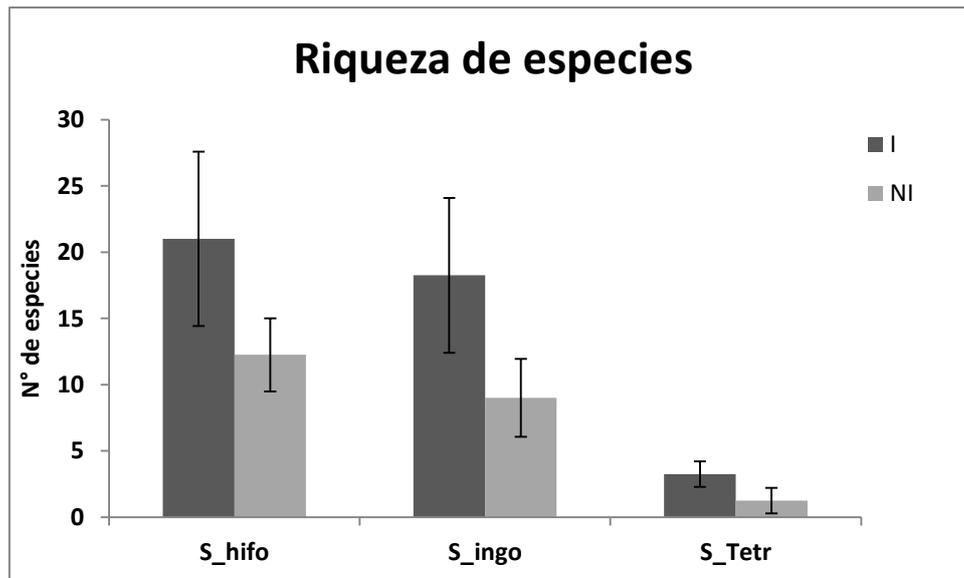


Figura 6.4. Valores medios y desvíos estándar de los parámetros de riqueza de especies del micoplancton en tramos impactados por invasión de acacia negra (I) y no impactados (NI). S_hifo= riqueza de especies de hifomicetes totales; S_ingo: riqueza de especies de hongos ingoldianos; S_Tetr: riqueza de especies del género *Tetracladium*.

- Asociación entre la riqueza de especies y las variables ambientales

Riqueza de especies de hifomicetes totales

La matriz de componentes tuvo determinante 0,0000004, los contrastes de significancia permitieron validar el análisis (KMO = 0,390 y $p < 0,000$, en la prueba de esfericidad de Bartlett). Los dos factores extraídos, presentaron autovalores mayores que 1 y explicaron en conjunto el 77,9 % de la varianza (Tabla 6.4).

Tabla 6.4. Resultados del análisis de componentes principales.

FACTOR	Autovalores	% varianza explicada	% varianza acumulada
1	3,49	49,854	49,854
2	1,96	28,001	77,856

Del análisis de la matriz de correlaciones con las variables originales surge que el componente 1 se relacionó fuertemente de forma positiva con: amonio (0,688), fosfatos (0,968), ácidos húmicos (0,973) y nitratos (0,942). El componente 2 presentó correlaciones altas con PSO (0,853) y OD (0,831). La riqueza de especies mostró

correlaciones poco significativas con los componentes, en ambos casos negativas (eje 1 = -0,344; eje 2 = -0,428).

En la Figura 6.5 se grafica el ordenamiento de los tramos y las variables, en función de los componentes extraídos en el análisis ACP de la riqueza de hifomicetes totales. Los tramos se ordenaron en función de su pertenencia al mismo arroyo, sin patrones de asociación entre tramos impactados o no impactados. Las mayores relaciones se presentaron en ambos tramos del arroyo Haras, los que se correlacionaron con niveles elevados de amonio, nitratos y ácidos húmicos.

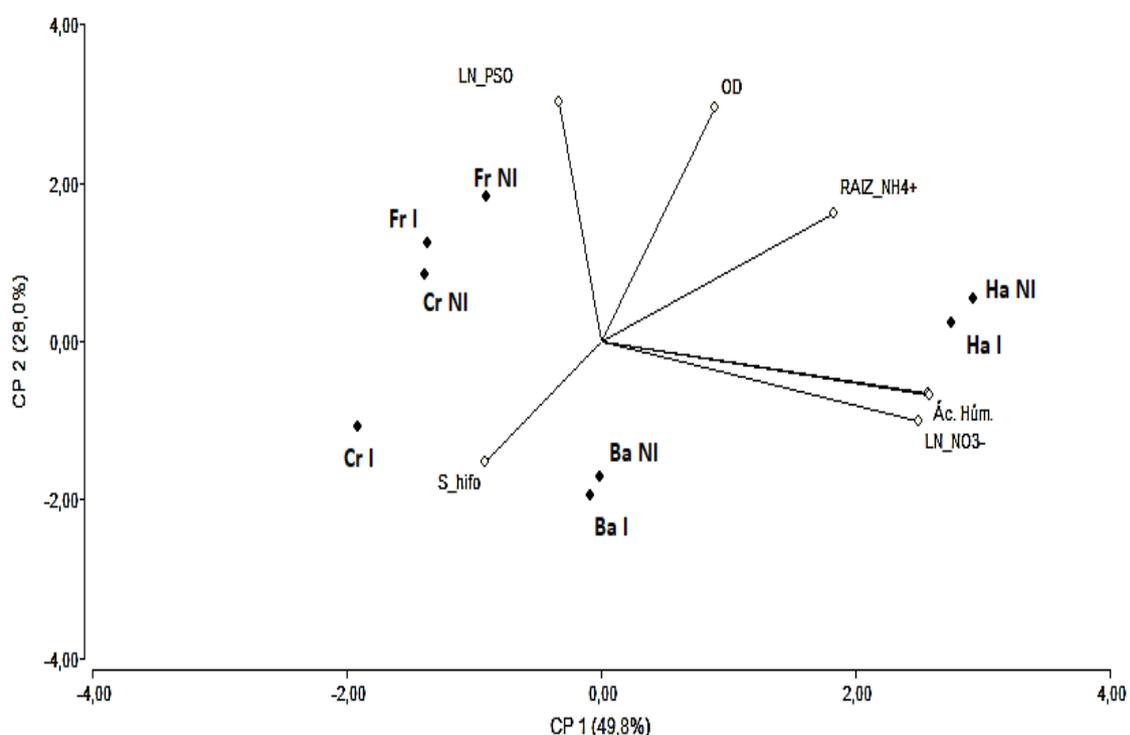


Figura 6.5. Diagrama de dispersión biespacial del Análisis de Componentes Principales, donde se grafica el ordenamiento de los tramos y la asociación de las variables ambientales con la riqueza de especies de hifomicetes en el plancton. Fr- Frías; Ha- Haras; Cr- De la Cruz; Ba- Balta. (NI: no impactado; I: impactado)

Riqueza de especies de hongos ingoldianos

La matriz de componentes presentó determinante 0,000006, los contrastes de significancia permitieron validar el análisis (KMO = 0,383 y $p < 0,000$ en la prueba de esfericidad de Bartlett). Los dos factores extraídos tuvieron autovalores mayores que 1 y explicaron en conjunto el 77,4 % de la varianza (Tabla 6.5).

Tabla 6.5. Resultados del análisis de componentes principales (hongos ingoldianos).

FACTOR	Autovalores	% varianza explicada	% varianza acumulada
1	3,501	50,012	50,012
2	1,918	27,406	77,418

Del análisis de la matriz de correlaciones con las variables originales surgió que el componente 1 se relacionó fuertemente de forma positiva con: amonio (0,682), fosfatos (0,969), ácidos húmicos (0,943) y nitratos (0,974). El componente 2 presentó correlaciones altas con PSO (0,847) y OD (0,840). La riqueza de especies de hongos ingoldianos tuvo correlaciones poco significativas con los componentes, en ambos casos negativas (eje 1= -0,363; eje 2= -0,339).

En la Figura 6.6 se grafica el ordenamiento de los tramos y las variables, en función de los componentes extraídos en el análisis ACP, referido a la riqueza de hongos ingoldianos. Al igual que lo mencionado para los hifomicetes, los tramos se ordenaron en función de su pertenencia al mismo arroyo, sin patrones de asociación entre tramos impactados o no impactados. Las mayores relaciones se presentaron en ambos tramos del arroyo Haras, los que se correlacionaron con niveles elevados de amonio, nitratos y ácidos húmicos.

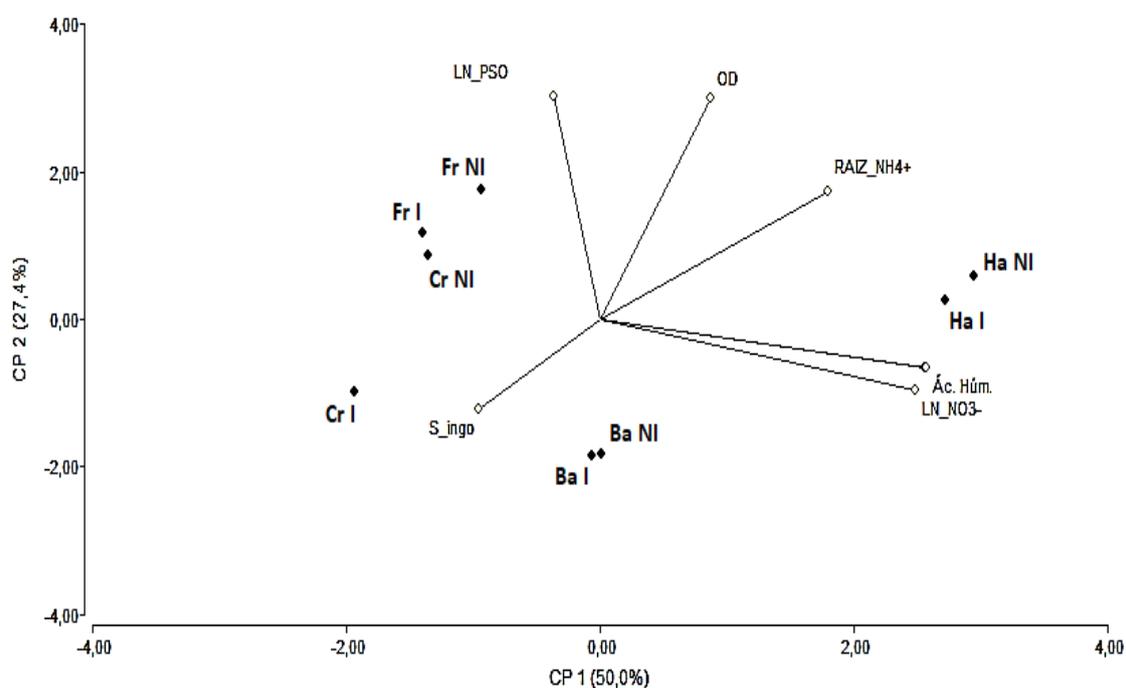


Figura 6.6. Diagrama de dispersión biespacial del Análisis de Componentes Principales, donde se grafica el ordenamiento de los tramos y la asociación de las variables ambientales con la riqueza de especies de hongos ingoldianos en el plancton. Fr- Frías; Ha- Haras; Cr- De la Cruz; Ba- Balta. (NI: no impactado; I: impactado)

Riqueza de especies de Tetracladium

La matriz de componentes presentó determinante 0,000001, los contrastes de significancia permitieron validar el análisis (KMO = 0,223 y $p < 0,000$ en la prueba de esfericidad de Bartlett). Los dos factores extraídos tuvieron autovalores mayores que 1 y explicaron en conjunto el 77,7 % de la varianza (Tabla 6.6).

Tabla 6.6. Resultados del análisis de componentes principales (*Tetracladium*).

FACTOR	Autovalores	% varianza explicada	% varianza acumulada
1	3,431	49,014	49,014
2	2,009	28,704	77,718

Del análisis de la matriz de correlaciones con las variables originales surge que el componente 1 se relacionó fuertemente de forma positiva con: amonio (0,732), fosfatos (0,948), ácidos húmicos (0,961) y nitratos (0,961). El componente 2 presentó correlaciones altas con PSO (0,847), amonio (0,636) y OD (0,840). La riqueza de especies de *Tetracladium* presentó correlación significativa con el componente 2 (0,526).

En la Figura 6.7 se grafica el ordenamiento de los tramos y las variables, en función de los componentes extraídos en el análisis ACP de la riqueza de especies de *Tetracladium*. Los tramos se ordenaron en función de su pertenencia al mismo arroyo, sin patrones de asociación entre tramos impactados o no impactados. Las mayores relaciones se presentaron en ambos tramos del arroyo Haras, los que se correlacionaron con niveles elevados de amonio, nitratos y ácidos húmicos. La riqueza de especies de *Tetracladium* se asoció fuertemente con altas concentraciones de OD, amonio y PSO.

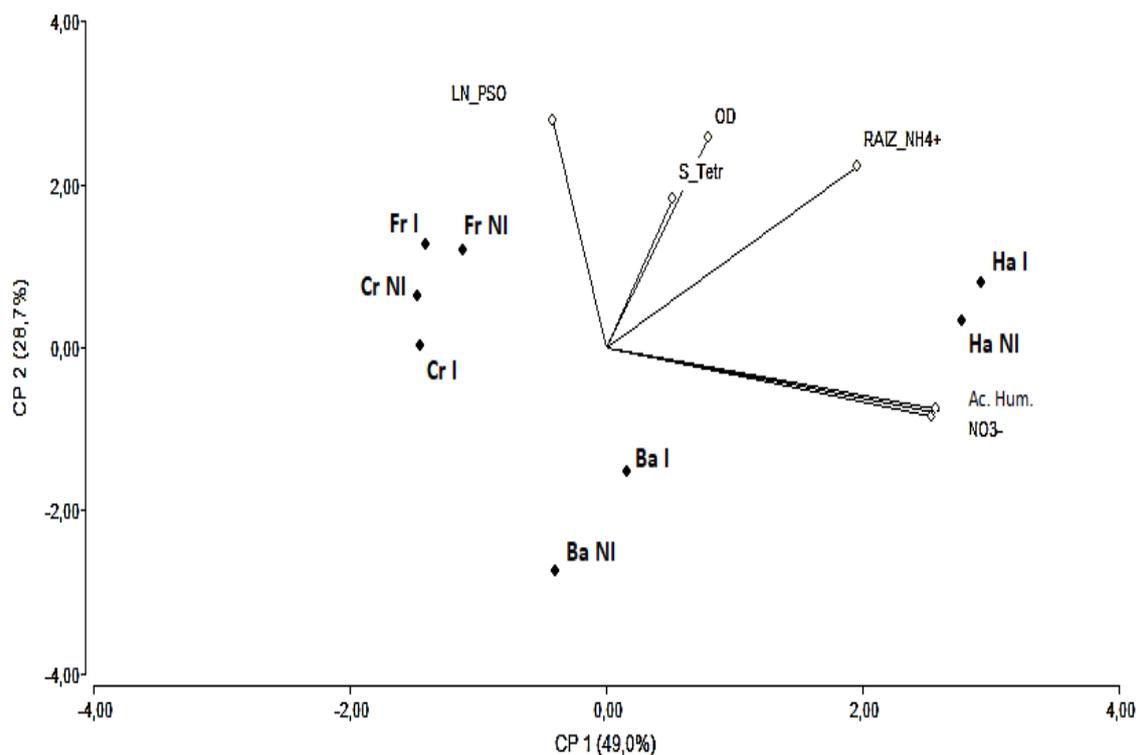


Figura 6.7. Diagrama de dispersión biespacial del Análisis de Componentes Principales, donde se grafica el ordenamiento de los tramos y la asociación de las variables ambientales con la riqueza de especies de *Tetracladium* en el plancton. Fr- Frías; Ha- Haras; Cr- De la Cruz; Ba- Balta. (NI: no impactado; I: impactado)

6.3.3. Descomposición de hojarasca

Las curvas de disminución del peso seco de hojas de álamo, acacia negra y cebadilla criolla en el arroyo Balta presentaron diferencias entre los tramos (Figura 6.8).

Al considerar la descomposición de las hojas de álamo, el proceso fue más lento en el tramo no impactado. Contrariamente, en acacia negra y cebadilla criolla, la disminución de la biomasa fue menor en el tramo impactado.

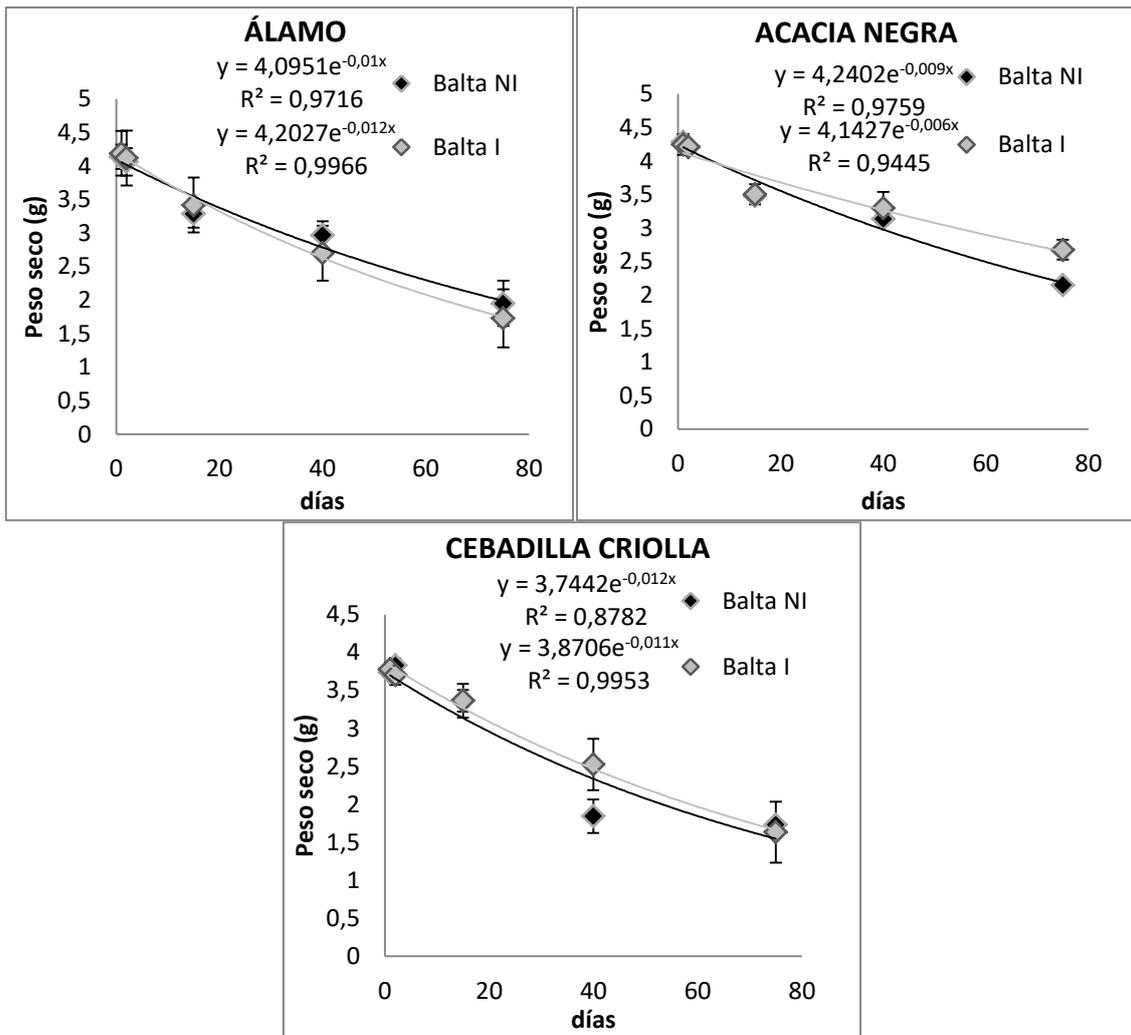


Figura 6.8. Disminución del peso seco del material vegetal en el arroyo Balta en bolsas de malla fina.

6.3.3.1. Tasas de descomposición

Las tasas de descomposición fueron altas en ambos sitios. En el tramo impactado, el álamo fue el único sustrato en el que este parámetro resultó mayor. En cebadilla criolla y acacia negra ocurrió lo opuesto, fue más alta en el tramo no impactado (Tabla 6.7).

Tabla 6.7. Tasas de descomposición calculadas a partir de la variación exponencial de los valores de peso seco del material vegetal en el arroyo Balta, considerando los distintos tipos de hojas.

SUSTRATO	IMPACTADO	NO IMPACTADO
Álamo	0,012	0,010
Acacia negra	0,006	0,009
Cebadilla criolla	0,011	0,012

En la Figura 6.9 se compara el promedio de las tasas de descomposición de los tramos. Los índices de decaimiento del peso seco (Kd) fueron apenas menores en el tramo no impactado y no difirieron significativamente en el tramo con invasión de acacia negra.

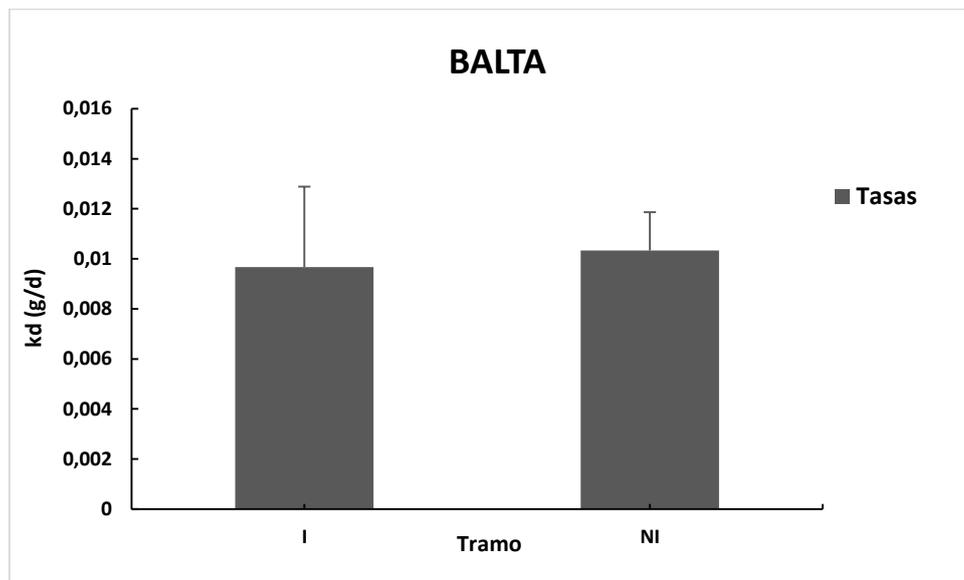


Figura 6.9. Valores medios y desvíos estándar de las tasas de descomposición en el tramo impactado (I) y no impactado (NI) del arroyo Balta.

6.3.3.2. Cocientes de las tasas de descomposición

De acuerdo a lo observado en los distintos sustratos, la acacia negra tuvo un cociente I/NI que indicó un impacto evidente (métrico= 1). Ello no sucedió con el álamo ni con la cebadilla criolla (Tabla 6.8).

Tabla 6.8. Cocientes de las tasas de descomposición correspondientes a cada tipo de hojarasca en el arroyo Balta y valores del métrico I/NI.

	Álamo	Acacia negra	Cebadilla criolla
Cociente I/NI	1,20	0,67	0,92
Métrico	2	1	2

6.3.4. Hifomicetes descomponedores de hojarasca

En la hojarasca de álamo solo se pudieron evaluar los parámetros de los ensambles de hifomicetes descomponedores a los 15 y 40 días, como consecuencia de la pérdida de parte de las bolsas de descomposición durante el último período de colonización.

6.3.4.1. Especies de hifomicetes descomponedores

En ambos tramos y para los tres tipos de sustrato se observaron un total de 44 especies de hifomicetes descomponedores. El tramo impactado presentó mayor número de especies (36), de las cuales, 29 fueron hongos ingoldianos (Tabla 6.9). El tramo no impactado tuvo 30 especies, 23 de ellas hongos ingoldianos.

Un total de diez especies estuvieron presentes en ambos tramos y todos los tipos de sustrato. Entre ellas, *A. acuminata*; *L. aquatica*; *L. filiformis*; *S. aurantiaca* y *T. marchalianum*, se destacaron por su abundancia (Anexos 12, 13 y 14).

A. Crassa, *C. pelucidum*, *G. polystigmatis*, *T. myrti* y *T. camelopardus* estuvieron solo en el tramo impactado. *B. rhombica* y *T. elegans* se presentaron únicamente en el tramo no impactado. *D. scalaroides* se observó en ambos tramos solo en álamo y *T. monosporus* únicamente en acacia.

Tabla 6.9 Especies de hifomicetes acuáticos asociados a la descomposición de álamo, acacia negra y cebadilla criolla (CC) en el experimento de esporulación del arroyo Balta.

GÉNERO /ESPECIE	NO IMPACTADO				IMPACTADO			
	Álamo	Acacia	CC	TOTAL	Álamo	Acacia	CC	TOTAL
<i>Alatospora acuminata</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Alternaria</i> sp.	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Anguillospora crassa</i>	-	-	-	-	-	X	X	X
<i>Anniculicola longissima</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Anguillospora pseudolongissima</i>	X	-	X	X	X	X	X	X
<i>Beltrania rhombica</i>	-	X	X	X	-	-	-	-
<i>Camposporium pelucidum</i>	-	-	-	-	-	-	X	X
<i>Curvularia</i> sp.	X	X	-	X	-	X	X	X
<i>Diplocladioella scalaroides</i>	X	-	-	X	X	-	-	X
<i>Drechslera</i> sp.	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Flagellospora curvula</i>	-	X	-	X	X	X	-	X
<i>Geastrumia polystigmatis</i>	X	-	-	X	-	-	-	-
<i>Helmintosporium</i> sp.	X	-	X	X	X	-	X	X
<i>Lemoniera aquatica</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Lemoniera pseudofloscula</i>	-	-	-	-	-	-	X	X
<i>Lemoniera filifomis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Lunulospora curvula</i>	X	X	-	X	X	X	-	X
<i>Lunulospora cymbiformis</i>	-	X	-	X	X	X	-	X
<i>Mycofalcella calcarata</i>	X	-	-	X	-	-	X	X
<i>Neotorula aquatica</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Nigrospora</i> sp.	X	X	X	X	X	-	X	X
<i>Papulaspora sepedonioides</i>	-	X	-	X	-	X	-	X
<i>Retiarius</i> sp.	-	-	-	-	X	-	-	X
<i>Sigmoidea aurantiaca</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Sigmoidea prolifera</i>	-	-	X	X	-	-	X	X
<i>Sporidesmium inflatum</i>	-	X	-	X	-	-	-	-
<i>Stenocладиella neglecta</i>	-	-	-	-	X	-	-	X
<i>Tetrachaetum elegans</i>	X	-	-	X	-	-	-	-
<i>Tetracladium breve</i>	X	X	-	X	X	X	X	X
<i>Tetracladium marchalianum</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Tetracladium setigerum</i>	-	-	-	-	X	-	-	X
<i>Tetraploa abortiva</i>	-	-	-	-	-	-	X	X
<i>Tetraploa aristata</i>	-	-	X	X	-	X	X	X
<i>Trichocladium angelicum</i>	-	-	-	-	X	-	X	X
<i>Tricladium kelleri</i>	-	X	-	X	-	X	X	X
<i>Tripospermum camelopardus</i>	-	-	-	-	X	X	-	X
<i>Tripospermum mirty</i>	-	X	-	X	X	-	-	X
<i>Tripospermum variabile</i>	-	-	-	-	X	-	-	X
<i>Triscelophorus monosporus</i>	-	X	-	X	-	X	-	X
<i>Vargamyces aquaticus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X

6.3.4.2. Reemplazo de especies de hifomicetes en la hojarasca

Al considerar cada uno de los sustratos, tanto en el reemplazo de las especies en el tiempo como en su abundancia, hubo pocas diferencias entre los sitios, con presencia de varias especies muy abundantes y dominantes a lo largo de todo el experimento.

En el tramo impactado, en general se presentó una alternancia de especies dominantes, donde los primeros colonizadores decayeron hacia el final del experimento, momento en que se incrementó la abundancia de colonizadores secundarios. En el tramo no impactado, los colonizadores secundarios fueron dominantes, los que en la mayoría de los casos superaron la de las especies pioneras.

- *Álamo*

En el tramo impactado *A. acuminata*, *L. curvula* y *T. marchalianum* fueron colonizadores pioneros dominantes. Posteriormente, en los períodos intermedio (40 días) y final (72 días), otros hongos incrementaron su tasa de esporulación, entre los que se destacaron *A. longissima*, *A. pseudolongissima*, *L. aquatica*, y *T. setigerum*. Las especies ocasionales se presentaron en mayor medida a los 15 días: *D. scalaroides*, *L. cymbiformis*, *Retiarius* sp., *T. camelopardus* y *T. mirty*, mientras que a los 72 días solo se registraron *F. curvula* y *S. neglecta*.

En el tramo no impactado hubo algunas variaciones: las especies pioneras y dominantes fueron *T. breve* y *T. marchalianum* (el último muy abundante). Ambas decayeron durante el período intermedio (40 días), momento en el que aumentaron *A. acuminata* y *A. longissima*. Las especies ocasionales se presentaron a los 72 días: *M. calcarata* y *T. elegans*.

- *Acacia negra*

En el tramo impactado, desde los 15 días, hubo una marcada dominancia de las especies *A. pseudolongissima*, *L. cymbiformis*, *S. aurantiaca*, *T. breve*, *T. marchalianum*, y en particular *L. curvula* que fue muy abundante, las que decayeron a partir de los 40 días. Se presentaron pocos colonizadores secundarios, entre los que se destaca *A. longissima*. Las especies ocasionales se observaron en mayor medida a los 15 días, entre ellas *F. curvula* y *T. kelleri* fueron las más abundantes.

En el tramo no impactado hubo menos predominio de los colonizadores primarios; *Alternaria* sp. y *T. marchalianum* fueron abundantes pero en menor medida que en el sitio impactado. A partir del período intermedio y especialmente hacia el final, *A. longissima*, *A. pseudolongissima*, *L. curvula* y *T. monosporus* fueron muy abundantes. Las especies *A. acuminata*, *B. rhombica*, *T. kelleri* y *T. camelopardus* fueron ocasionales en el período intermedio.

- *Cebadilla criolla*

En el tramo impactado casi todas las especies fueron colonizadores primarios que se observaron a los 15 días y en adelante. las que tuvieron mayor abundancia fueron: *A.*

acuminata, *A. pseudolongissima*. *L. aquatica* y *T. marchalianum*. No hubo colonizadores secundarios dominantes. Las especies ocasionales fueron pocas: *L. centrosphaera* y *M. aquatica* se registraron a los 15 días y *T. monosporus* a los 72 días.

En el tramo no impactado, *A. acuminata*, *A. pseudolongissima* y *T. marchalianum* fueron colonizadores primarios abundantes y se registraron en los tres períodos. Especies ocasionales fueron *B. rhombica* y *L. aquatica*, las que se observaron a los 15 días.

6.3.4.3. Índices de diversidad de Hill

En el tramo impactado, la cebadilla criolla fue el sustrato que presentó en promedio el mayor número de especies totales, abundantes y muy abundantes durante todo el experimento, en particular a los 15 días. En el caso del tramo de referencia, ello ocurrió en acacia negra, solo para el parámetro N0, a los 40 días. A continuación se detalla lo analizado para los 3 primeros números de la serie de Hill (N0, N1 y N2) y la equitatividad de Hill.

- Riqueza de especies (N0)

Los valores de N0 tuvieron diferencias significativas en el test de comparaciones múltiples de Kruskal-Wallis únicamente para la cebadilla criolla, a los 15 y 72 días de incubación en el arroyo.

El álamo tuvo la mayor riqueza de especies en el tramo impactado, en particular a los 15 días. La acacia negra a los 15 días presentó una gran diferencia entre los valores de ambos sitios; el tramo impactado duplicó los registros del tramo no impactado; además, fue el único sustrato que tuvo una riqueza mayor en el tramo no impactado, lo que sucedió a partir del día 40. En cebadilla criolla, la riqueza de especies fue mayor en el tramo impactado durante los tres períodos; en ambos sitios se registraron los valores más altos a los 15 días, los que luego disminuyeron progresivamente en el transcurso del experimento (Figura 6.10).

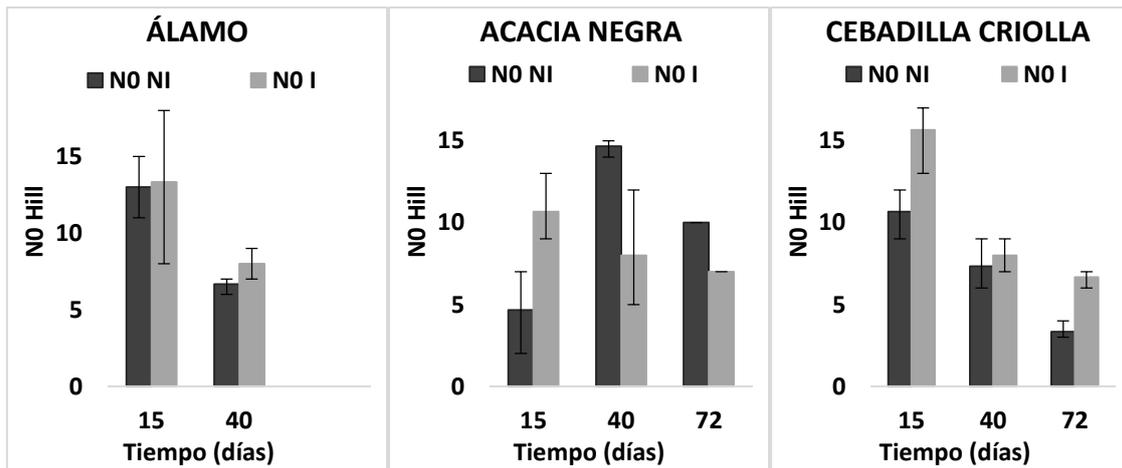


Figura 6.10. Valores medios, máximos y mínimos de NO Hill (riqueza de especies) de hifomicetes acuáticos, en los tres sustratos y tiempos de incubación, en ambos tramos del arroyo Balta. NI: tramo no impactado; I: tramo impactado.

- *Diversidad de Hill, especies abundantes (N1)*

En todos los casos los valores de N1 en el tramo impactado fueron mayores desde el primer período analizado y luego disminuyeron progresivamente en el transcurso del experimento. Las diferencias resultaron significativas en el test de comparaciones múltiples de Kruskal-Wallis, solo para la cebadilla criolla a los 72 días.

El álamo tuvo pocas diferencias entre tramos y períodos analizados: a los 15 días hubo más especies abundantes en el tramo impactado y lo opuesto ocurrió a los 40 días. En acacia negra los valores de N1 se incrementaron únicamente en el tramo no impactado a partir de los 40 días, momento en el que superaron los del tramo impactado.

En cebadilla criolla las especies abundantes fueron superiores en el tramo impactado durante todos los períodos, con mayores diferencias a los 15 días y a los 72 días; este sustrato, además, tuvo valores altos de N1 a lo largo de todo el experimento (Figura 6.11).

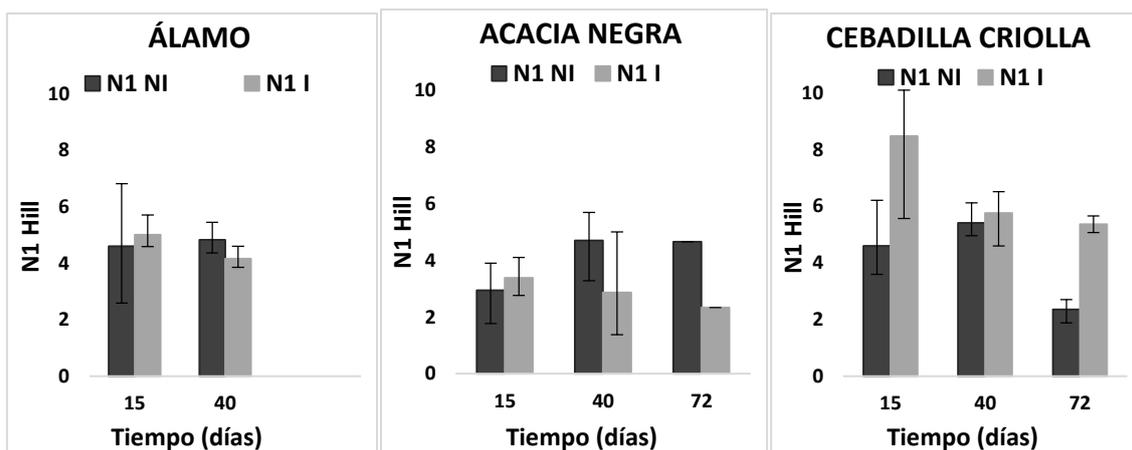


Figura 6.11 Valores medios, máximos y mínimos de N1 Hill (diversidad de especies abundantes) de hifomicetes acuáticos, en los tres sustratos y tiempos de incubación, en ambos tramos del arroyo Balta. NI: tramo no impactado; I: tramo impactado.

- ***Diversidad de Hill, especies muy abundantes (N2)***

Las especies muy abundantes tuvieron una tendencia similar a lo mencionado previamente para N1. La mayor diversidad fue observada en el tramo impactado para la cebadilla criolla y los valor más bajos en acacia negra. Las comparaciones múltiples resultaron significativas solo para la cebadilla criolla a los 72 días.

El álamo presentó pocas diferencias entre tramos y períodos analizados. A los 15 días, las especies muy abundantes fueron mayoritarias en el tramo impactado y lo opuesto ocurrió en el segundo período. En acacia negra, las especies abundantes se incrementaron a partir del día 40, lo que ocurrió únicamente en el tramo no impactado, momento en el que los valores fueron más altos que los del tramo impactado. En cebadilla criolla las especies muy abundantes fueron superiores en el tramo impactado, lo que se observó en todos los períodos, sin embargo, a los 40 días los diferencias fueron mínimas; este sustrato tuvo valores altos de N2 a lo largo de todo el experimento (Figura 6.12).

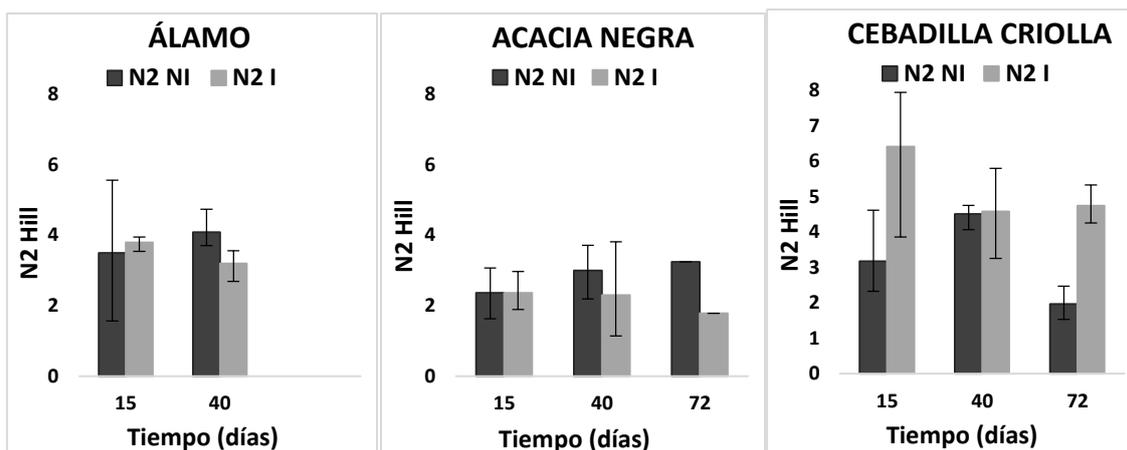


Figura 6.12 Valores medios, máximos y mínimos de N2 Hill (diversidad de especies muy abundantes) de hifomicetes acuáticos, en los tres sustratos y tiempos de incubación, en ambos tramos del arroyo Balta. NI: tramo no impactado; I: tramo impactado.

- *Equitatividad de Hill (J')*

La equitatividad de Hill fue en general alta para todos los sustratos en ambos tramos del arroyo. Las variaciones observadas no fueron significativas.

En álamo la tendencia fue similar a lo mencionado previamente para N2; a los 15 días la equitatividad fue mayor en el tramo impactado y lo opuesto ocurrió en el segundo período. En acacia negra, a los 15 días la mayor equitatividad se registró en el tramo no impactado; a partir de los 40 días, los valores fueron superiores en el tramo impactado. En cebadilla criolla hubo un incremento de la equitatividad en el transcurso del experimento, lo que sucedió en ambos tramos; en el impactado fueron superiores durante el primer y último período.

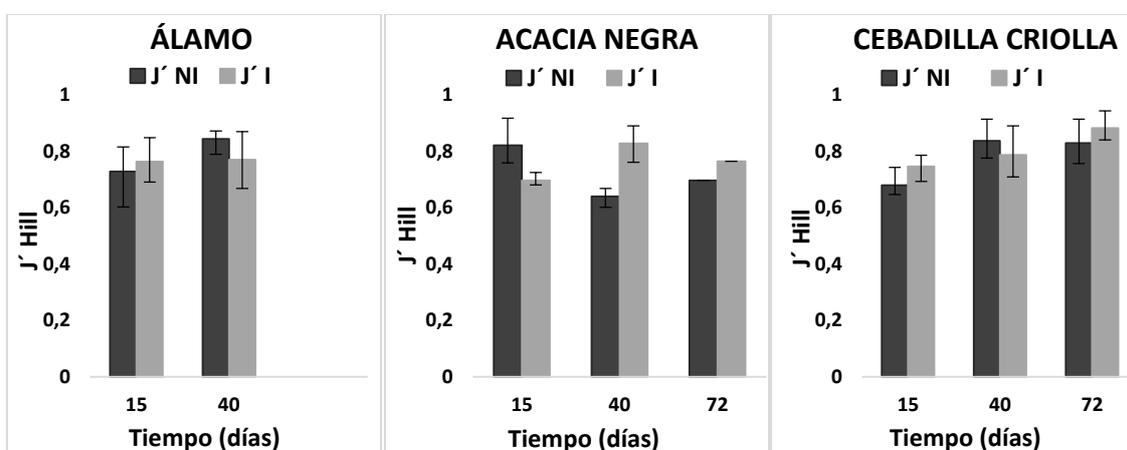


Figura 6.13. Valores medios, máximos y mínimos de J' (equitatividad) de hifomicetes acuáticos, en los tres sustratos y tiempos de incubación, en ambos tramos del arroyo Balta. NI: tramo no impactado; I: tramo impactado.

6.3.4.4. Tasas de esporulación

Las tasas de esporulación de los tres tipos de hojarasca fueron altas y presentaron variaciones entre los tramos y a lo largo del tiempo. El análisis de comparaciones múltiples de Kruskal-Wallis, no fue significativo para ninguno de los sustratos. En la figura 6.14 se esquematizan las variaciones en las tasas de producción de conidios del total de hifomicetes y hongos ingoldianos a lo largo del tiempo, para cada uno de los sustratos:

- *Álamo*

A los 15 días, las tasas fueron altas, superiores en el tramo no impactado, donde se registraron 3800 conidios. $g^{-1}.d^{-1}$ en promedio. A los 40 días, hubo una disminución en las tasas de esporulación en ambos sitios, llegando a valores menores que 400 conidios. $g^{-1}.d^{-1}$ (Figura 6.14a).

Los hongos ingoldianos tuvieron una tendencia similar a lo mencionado para el total de hifomicetes, con valores levemente menores (Figura 6.14b).

- *Acacia*

A los 15 días, las tasas de esporulación del total de hifomicetes fueron muy diferentes entre los sitios. En el tramo impactado se registraron los mayores valores medidos en todos los experimentos realizados en el trabajo. Los mismos fueron superiores a 25000 conidios. $g^{-1}.d^{-1}$, con máximos de hasta 30000 conidios. $g^{-1}.d^{-1}$; posteriormente, a partir de los 40 días, los valores decrecieron hasta un 10 % de lo observado inicialmente, finalizando a los 72 días, en tasas próximos a 1500 conidios. $g^{-1}.d^{-1}$. En el tramo no impactado, a los 15 días, las tasas de esporulación fueron menores que 1000 conidios. $g^{-1}.d^{-1}$; a los 40 días, los valores fueron tres veces superiores que los iniciales, finalizando, a los 72 días, nuevamente con guarismos similares al inicio (Figura 6.14c).

Los hongos ingoldianos presentaron una tendencia similar en ambos tramos, con valores apenas menores que los hifomicetes totales, en todos los períodos considerados (Figura 6.14d).

- *Cebadilla criolla*

A los 15 días, en el tramo impactado, las tasas de esporulación del total de hifomicetes fueron altas, en promedio 10674 conidios $g^{-1}.d^{-1}$ y tres veces superiores a lo registrado

en el sitio no impactado; posteriormente, a los 42 días, los valores disminuyeron en ambos tramos, a cifras menores que el 10 % lo observado al inicio; a los 72 días, en ambos tramos las tasas fueron próximas a 100 conidios $g^{-1} \cdot d^{-1}$ (Figura 6.14e).

Al considerar los hongos ingoldianos, se registraron las mismas tendencias que lo mencionado para el total de hifomicetes, con valores levemente menores en todos los casos (Figura 6.14f).

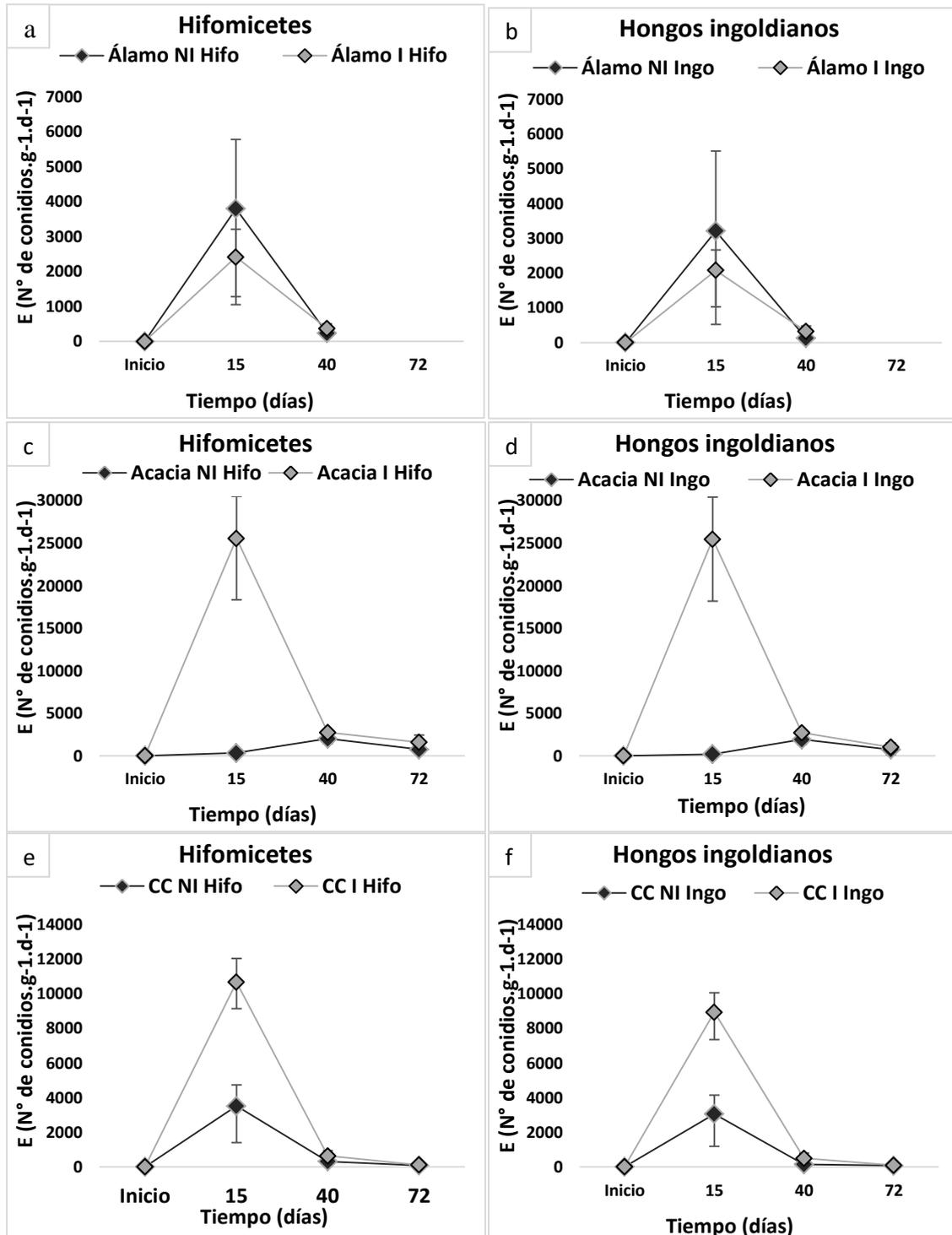


Figura 6.14. Valores medios, máximos y mínimos de las tasas de esporulación en el arroyo Balta. **a y b:** álamo; **c y d:** acacia negra; **e y f:** cebadilla criolla (CC). NI hifo e I hifo: hifomicetes en el tramo no impactado e impactado, respectivamente. NI ingo e I ingo: hongos ingoldianos en ambos tramos.

De acuerdo a lo descripto, en los tres tipos de hojarasca, la mayor proporción de conidios registrados a lo largo de todo el experimento fueron hongos ingoldianos, lo que ocurrió en ambos tramos.

6.3.5. Análisis de Actividades enzimáticas extracelulares

Las tres enzimas analizadas no presentaron diferencias significativas en sus actividades entre los tramos, al considerar los tratamientos con PCNB y control. En todos los casos el fungicida produjo una disminución en las actividades enzimáticas extracelulares respecto al control.

Las tendencias observadas fueron:

- *Fosfatasa alcalina*

La actividad de esta enzima en el control fue mayor en el tramo no impactado. En el tratamiento con fungicida, fue apenas menor en el tramo no impactado (Figura 6.15a).

La actividad enzimática asociada a los hongos (AEH), fue próxima a 50 % en el tramo no impactado y prácticamente nula en el impactado (Figura 6.15b).

- β - *glucosidasa*

En el control, la actividad fue similar en ambos tramos, con valores superiores a 1000 $\mu\text{mol MUF}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$. En el tratamiento con PCNB, el tramo impactado tuvo actividades mayores de esta enzima (Figura 6.15c).

La AEH fue superior en el tramo impactado, con un porcentaje de actividad asociada a los hongos, mayor al 40 %. En el tramo no impactado la AEH fue de 15 % (Figura 6.15d).

- *Celobiohidrolasa*

El control tuvo actividades mayores en el tramo no impactado. Al considerar el tratamiento con fungicida, se registró una actividad apenas menor en el tramo impactado (Figura 6.15e).

La AEH celobiohidrolasa fue de 40 % en el tramo no impactado y algo menor en el sitio impactado (34%) (Figura 6.15f).

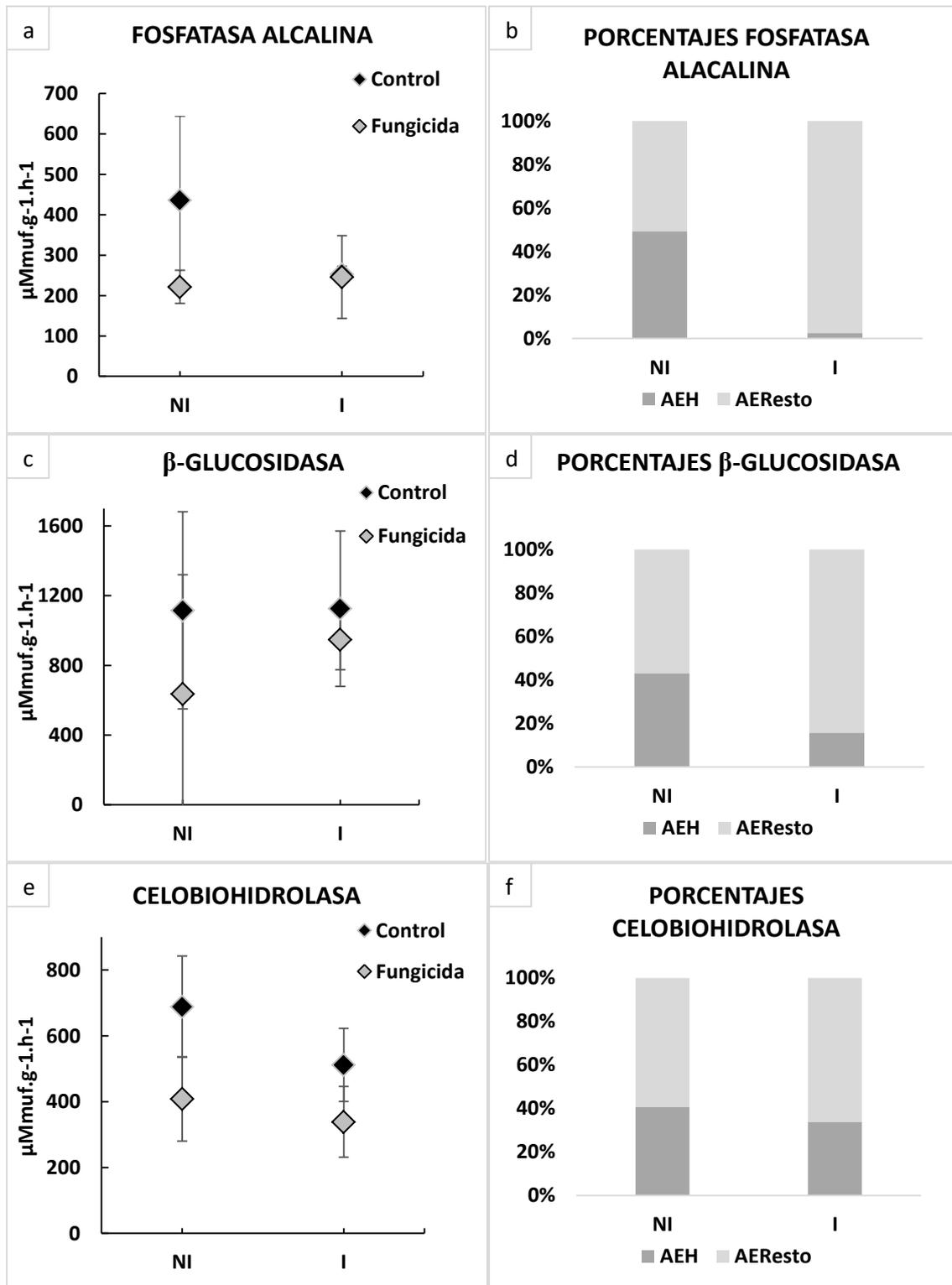


Figura 6.15. Actividades enzimáticas extracelulares de los microorganismos descomponedores de hojas de acacia negra presentes en cada tramo del arroyo Balta. **a-** actividad enzimática fosfatasa alcalina; **b-** Porcentajes de actividad enzimática fosfatasa alcalina de hongos (AEH) y del resto de los micrororganismos (AEResto); **c-** actividad enzimática β-glucosidasa; **d-** AEH y AER β-glucosidasa; **e-** actividad enzimática celobiohidrolasa; **f-** AEH y AER celobiohirolasa.

Rombos negros: tratamiento control. Rombos grises tratamiento con PCNB. NI- tramo no impactado; I- tramo impactado.

6.4. DISCUSIÓN

Todos los análisis realizados en este capítulo indican, en general, un efecto positivo de la invasión de acacia negra en las riberas sobre los ensambles de hongos estudiados y los procesos de descomposición.

- Caracterización de los tramos

Entre las variables ambientales analizadas, los nitratos y los ácidos húmicos fueron las únicas que presentaron un patrón asociado a la presencia de las plantas invasoras en todos los arroyos estudiados. Las concentraciones de nitratos fueron mayores en los tramos impactados y las de ácidos húmicos menores.

Se ha demostrado que *Gleditsia triacanthos* puede fijar nitrógeno atmosférico, a través de sus raíces, enriqueciendo suelos degradados, a la vez que acelera las tasas de ciertos procesos biogeoquímicos en el suelo y modifica las concentraciones de nutrientes (Fernández *et al.*, 2017). En el caso de los nitratos, esa característica, podría ser un factor que incremente las concentraciones de estos compuestos en la columna de agua, ya sea como consecuencia de la erosión de los suelos ribereños o por el crecimiento de las plantas en las orillas de los cursos de agua.

- Análisis del micoplancton

La presencia y elevada abundancia de hifomicetes en el plancton de los tramos con invasión de acacia negra es un indicio de que estos microorganismos se podrían ver beneficiados por este tipo de perturbaciones. Pereira y Ferreira (2020) registraron que la invasión de plantas del género *Acacia* en arroyos de Portugal, estimularon la actividad microbiana, probablemente por el incremento en las concentraciones de nitrógeno.

La similitud entre los tramos, de acuerdo con la P/A de las especies mayoritarias, estuvo determinada por la invasión de las riberas, lo que parecería ser un factor importante en la diferenciación y semejanza de las especies que se encuentran en los sitios estudiados. Hubo mayor similitud entre los sitios impactados de los distintos arroyos que entre los tramos del mismo curso de agua. La riqueza de especies fue significativamente mayor en los tramos impactados, por lo que las plantas invasoras

produjeron condiciones ambientales favorables para el desarrollo de muchas de esas especies, que estuvieron ausentes en los sitios no impactados.

- *Descomposición*

Las tasas de descomposición de acacia negra y cebadilla criolla presentaron valores menores en los tramos impactados, pero no así en el álamo. Ello, indicaría un efecto negativo de la planta invasora sobre este proceso y los microorganismos que lo llevan a cabo. Al analizar los cocientes de las tasas de descomposición, en acacia negra se evidenció un efecto negativo del impacto, lo que podría asociarse con una excesiva cantidad de material a descomponer en el curso de agua. Como consecuencia, el material que se incorporó sería colonizado de forma más lenta por los microorganismos presentes, lo que habría repercutido en la velocidad de degradación de ese material.

Gantes *et al.* (2011), en un estudio realizado en seis arroyos de la cuenca del río Luján, algunos de los cuales presentaron invasión de acacia negra, reportaron tasas de descomposición de hojarasca, en bolsas de malla fina, que no difirieron significativamente entre los sitios invadidos y no invadidos. Al considerar los resultados de este estudio, se comprueba que a pesar de que estadísticamente no hubo diferencias, entre los cocientes de las tasas de descomposición, se hace evidente el efecto del impacto registrado a partir de la hojarasca de la planta invasora y no así en las demás.

- *Hifomicetes descomponedores*

En el experimento de esporulación, pese a las diferencias registradas entre los distintos sustratos, los descomponedores mayoritarios fueron en un principio, hifomicetes ingoldianos, en conjunto con hongos típicamente terrestres como *Alternaria*. Estos últimos, a medida que transcurrió el experimento, disminuyeron su abundancia y fueron parcial o totalmente reemplazados por especies de hongos ingoldianos, algunas dominantes y varias ocasionales, lo que coincide con lo mencionado por Graça y Canhoto (2006).

En ambos tramos, desde el comienzo de la colonización, las especies acuáticas superaron ampliamente la abundancia de las terrestres. Las diferencias entre los valores observados en las tasas de esporulación de acacia negra y cebadilla criolla, permiten inferir que la modificación en las condiciones ambientales, producidas por la invasión de acacia negra, incrementa la actividad de estos organismos en la reproducción, lo que le permite descomponer esos sustratos. Bärlocher y Graça (2002), reportaron una

disminución en las tasas de esporulación de hojarasca, en arroyos aledaños a plantaciones de eucaliptus, asociada a la presencia de compuestos inhibidores para el desarrollo de hifomicetes acuáticos. Gomes *et al.* (2016), en experimentos realizados en el arroyo Cerrado (Brasil), registran mayores tasas de esporulación en plantas exóticas que en plantas nativas. Biasi *et al.* (2020) observan lo contrario en hojarasca de *Hovenia dulcis*, en arroyos del sur de Brasil, indicando una menor tasa de esporulación respecto de tres especies de plantas nativas.

De acuerdo a ello y a los resultados de este estudio, la actividad reproductiva de los hifomicetes acuáticos presentes en los cursos de agua, se vería afectada en mayor o menor medida por el tipo de hojarasca, y por la presencia de compuestos que estimulan o inhiben el desarrollo de esos microorganismos.

Los índices de diversidad de Hill, indicaron que la invasión de acacia negra en las riberas produce un efecto favorable, sobre la riqueza de especies de hongos con capacidad para esporular, en particular en cebadilla criolla. La mayor cantidad de especies abundantes y muy abundantes que se registraron en el tramo impactado, indicaron un estímulo en la producción de conidios de las especies dominantes. Al igual que lo mencionado anteriormente para las tasas de esporulación, los estudios respecto de la diversidad de hifomicetes acuáticos descomponedores en hojarasca de plantas exóticas reportan resultados disímiles, siendo también dependientes del tipo de hojarasca y la presencia de compuestos estimulantes o inhibidores (Bärlocher y Graça, 2002; Krauss *et al.*, 2011; Gomes *et al.*, 2016; Biasi *et al.*, 2020)

Al considerar de forma cronológica las variaciones de los parámetros de Hill, se comprobó una disminución progresiva de las especies abundantes y muy abundantes en el tramo impactado, a medida que transcurrió el experimento, lo que se relacionaría con el agotamiento de los recursos de la hojarasca (Bärlocher y Kendrick, 1974).

- *Actividades enzimáticas extracelulares*

Las actividades enzimáticas fosfatasa alcalina, y celobiohidrolasa totales (tratamiento control), se vieron afectadas negativamente por la presencia de la planta invasora. La menor actividad fosfatasa observada en el tramo impactado concuerda con valores altos de fosfatos medidos allí. Como ya se mencionó, el fosfato es absorbido directamente desde la columna de agua; cuando los requerimientos de este nutriente superan la disponibilidad del que se encuentra soluble, los organismos producen enzimas

fosfatasa extracelular para obtenerlo desde otras fuentes, con el consecuente gasto de energía (Elosegi y Sabater, 2009).

La actividad β -glucosidasa a diferencia de las otras enzimas, al considerar la AEH, presentó una actividad asociada a los hongos, que fue superior en el tramo impactado. El incremento en la actividad β – glucosidasa asociada a los hongos en el tramo impactado podría estar relacionado con una mayor cantidad de celobiosa en el agua de los arroyos, ya sea como consecuencia de la degradación de la materia orgánica presente en el curso de agua, o por el ingreso de material vegetal parcialmente degradado desde el medio terrestre. De acuerdo con Bärlocher (1985) y Wurzbacher *et al.* (2011), el material vegetal senescente y los detritos que ingresan a los sistemas acuáticos son colonizados previamente por hongos terrestres, por ello, la actividad secuencial de descomponedores terrestres y acuáticos puede contribuir a una mayor degradación y mineralización de los compuestos, proveyendo un mayor valor potencial como alimento en las redes tróficas.

Las tendencias observadas en las actividades celobiohidrolasas fueron mayores en el control y menores en el tratamiento con PCNB. De esa forma, el porcentaje de AEH fue apenas menor en el sitio impactado, por lo que el efecto se habría producido en particular sobre los microorganismos no fúngicos.

CAPÍTULO 7

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

7.1. DISCUSIÓN GENERAL

El NE de la región pampeana constituye un área sumamente importante del territorio nacional, ya que gran parte de la población de Argentina se asienta allí y además es donde se concentran una gran variedad de actividades productivas, con un elevado incremento poblacional y de infraestructura, que de forma directa o indirecta impactan en los ecosistemas (Gallopín 2005; Velázquez *et al.*, 2014; Dinucci y Linares 2016).

Los sistemas acuáticos de la región han resultado perjudicados por esas actividades, lo que ha ocasionado un deterioro sustancial en las características naturales y biológicas propias de los cursos de agua de la región (Feijoó *et al.*, 1999; Rodrigues Capítulo *et al.*, 2010; Giorgi *et al.*, 2014; Graziano *et al.*, 2020). Ese efecto también se ha comprobado, para las comunidades de hifomicetes durante la realización de este trabajo.

La presencia e importancia de los hifomicetes acuáticos en los arroyos de la región pampeana ha sido subestimada, en particular, debido a la escasez o ausencia de vegetación arbórea en las riberas de sus cursos de agua. En la región, en consecuencia se produce un bajo ingreso de materia orgánica disponible para el desarrollo de estos hongos, por lo cual el principal recurso para los organismos descomponedores serían las comunidades de macrófitas, especialmente en sitios con poco impacto antrópico (Giorgi *et al.*, 2005). A causa de ello, se ha puesto poco énfasis en el estudio de estos microorganismos en los arroyos de la región y se los ha considerado poco abundantes. Además, en los trabajos realizados previamente, en general, se han aplicado técnicas que son adecuadas para el estudio de hongos terrestres, pero que resultan poco efectivas para los hifomicetes acuáticos (Graça *et al.*, 2005; Elosegí y Sabater, 2008).

A partir de la realización de este estudio, se ha contribuido al conocimiento de las especies de hifomicetes en la región pampeana, en una variedad de sistemas fluviales con características disímiles. La amplia distribución de algunas de ellas, indica que muchos de estos microorganismos habitan y se desarrollan adecuadamente en los arroyos de la región.

De las 89 especies registradas en este trabajo, 50 son primeras citas para la Argentina. Los géneros con mayor número de especies fueron *Tetracladium* (8 especies), *Anguillospora* (6 especies), *Triscelophorus* (4 especies), *Lemonniera*, *Tetraploa*, *Tripospermum* y *Tricladium* (3 especies). El rango de distribución de algunas de ellas ha sido muy amplio; *A. acuminata*, *A. longissima*, *A. pseudolingissima*, *A. filiformis*, *A. penicillioides*, *C. pelucidum*, *M. acerina*, *N. sigmoidea*, *N. aquatica*; *S.*

prolifera, *T. breve*, *T. marchalianum*, *T. setigerum*, *T. monosporus* y *V. aquaticus* se observaron en al menos el 50 % de los arroyos analizados, tanto en el plancton como en hojarasca. *Alatospora acuminata* fue la única especie de hongos ingoldianos que se registró en todos los ambientes (impactados y no impactados) y todos los tipos de hojarasca. Estas especies presentan una amplia distribución a nivel mundial y son organismos muy comunes en los cursos de agua, lo que ha sido registrado por diversos autores (Descals y Webster, 1975; Ingold 1975; Matsushima, 1985; Goh y Hyde, 1996; Schoenlein-Crusius *et al.*, 2003; Fernández y Smith 2015; Duarte *et al.*, 2016; Fiuza *et al.*, 2017; Pardo Moreno, 2020).

Las especies del género *Tetracladium* se encontraron ampliamente distribuidas en la región pampeana. En este estudio fueron observadas en casi todos los tramos no impactados, así como los que tuvieron invasión de acacia negra, con máximos de hasta 5 especies en el mismo sitio (Arroyos Giles y Botija). Se encontraron en algunos tramos impactados por ganadería extensiva, pero no así en los sitios impactados por urbanizaciones e industrias. De acuerdo a ello, la presencia de especies del género *Tetracladium* en los arroyos de la región pampeana, resulta afectada cuando existe un elevado grado de perturbaciones, ya sea proveniente de las explotaciones ganaderas como de actividades urbano-industriales.

Graça (1994) y Solé *et al.* (2008) reportan la presencia de *T. marchalianum* y *T. setigerum* descomponiendo hojarasca en ambientes poluídos por metales pesados, contaminantes industriales y desechos urbanos; en ambos casos observan un efecto leve sobre su abundancia y concluyen que estos organismos no son afectados por los parámetros evaluados. Sin embargo, esos trabajos se realizaron en ambientes boscosos, donde las condiciones para el desarrollo de esos organismos son óptimas. A diferencia de ello, en los ambientes fluviales de la región pampeana, la ausencia de vegetación arbórea en las riberas produciría condiciones poco adecuadas para estos organismos. Bajo las condiciones locales, las especies del género *Tetracladium*, no toleran las perturbaciones ocasionadas por algunos impactos antropogénicos, siendo sensibles a los cambios producidos en los cursos de agua.

La presencia de conidios de hifomicetes en el plancton se comprobó en todos los cursos de agua; los arroyos con vegetación arbórea en sus riberas fueron los que tuvieron el mayor número de especies (ítem 6.3.2.1). Los tramos impactados por actividad ganadera, así como los urbano-industriales tuvieron los valores más bajos; en ambos casos hubo una mayor proporción de hongos con hábitos terrestres, respecto a

los sitios no impactados, los que tuvieron valores de riqueza intermedios. De acuerdo con Sridhar (2009), los conidios de los hifomicetes acuáticos poseen vida planctónica y son capaces de acumular nutrientes que absorben desde el agua. Además, esos conidios, serían las unidades de dispersión de las poblaciones de hongos de la región.

La similitud entre los tramos en relación a la presencia o ausencia de las distintas especies en el plancton estuvo determinada, en general, por el tipo de impacto. Los tramos impactados, presentaron una similitud mayor entre si y se diferenciaron de los sitios no impactados, incluso si pertenecieron a la misma cuenca o curso de agua, independientemente de la perturbación analizada.

Las asociaciones de las variables ambientales con la presencia de especies, así como su riqueza en los tramos, presentaron patrones de agrupamiento relacionados, en mayor medida, con las concentraciones de nutrientes (fosfatos, amonio y nitritos), OD y ácidos húmicos; otras variables como pH, conductividad, PSO y PSI se correlacionaron de forma poco significativa. Parte del deterioro en la calidad del agua de los arroyos analizados se pudo evaluar mediante el registro de esas variables, las que además permitieron inferir parcialmente acerca de la tolerancia y/o sensibilidad de este grupo de organismos a las modificaciones que se generan en los arroyos de la región producto de los impactos.

En el caso de la ganadería extensiva, la ausencia de diferencias significativas en los parámetros de calidad del agua, asociadas a las perturbaciones producidas por la actividad, podría deberse a múltiples variables, entre los que se destacan: la lejanía entre los arroyos estudiados, algunos de los cuales se sitúan a una distancia de hasta 300 km, con las consecuentes diferencias a nivel de cuenca (hidrogeomorfológicas, climáticas, características químicas, paisajísticas y de historia de uso de los suelos); la intensidad de las explotaciones ganaderas, las cuales impactan de manera diferente, de acuerdo al número de cabezas de ganado en el área y la posibilidad de acceso de los bovinos a los cuerpos de agua (Vilches 2012).

En dichos tramos con actividad ganadera extensiva, las asociaciones de las variables ambientales con la presencia y riqueza de hifomicetes en el plancton, permitió comprobar que, ambos parámetros se asocian negativamente con la perturbación. Además, mediante la generación de los modelos de distribución de especies, se demostró que las modificaciones producidas por la presencia de ganado, aunque no parecen repercutir en la calidad del agua de los cursos de agua, disminuyen abruptamente la riqueza de especies de hifomicetes en los tramos impactados, por lo

cual se deduce que la perturbación produce modificaciones en las comunidades de organismos que no hemos podido detectar con las variables de calidad del agua evaluadas.

En los ambientes urbano-industriales, los únicos que tuvieron efectos significativos en los parámetros de calidad del agua, el incremento en las concentraciones de nutrientes y la disminución del oxígeno disuelto y los ácidos húmicos fueron las variables que representaron con mayor efectividad las modificaciones del ambiente generadas por el impacto y se asociaron negativamente con los parámetros que caracterizaron a las comunidades de hifomicetes. Ello, a su vez se comprobó al realizar la evaluación ecológica del arroyo Gutiérrez (ítem 5.3.5), donde la calidad del agua, modificada por una fuente puntual de contaminación, resultó muy afectada en relación a los parámetros fisicoquímicos evaluados y con un importante efecto en la comunidad de hifomicetes descomponedores.

Los resultados obtenidos están de acuerdo con reportes previos. Se ha demostrado que los vertidos provenientes de los centros urbanos e industrias producen un aumento significativo de las concentraciones de nutrientes en los cursos de agua, con efecto acumulativo a largo plazo, lo que finaliza en una reducción de la calidad del agua, y por lo tanto afectan de forma negativa a las comunidades de organismos que habitan esos ecosistemas fluviales (Miserendino *et al.*, 2008; Toro *et al.*, 2009; Yang *et al.*, 2015; Tagliaferro *et al.*, 2019; Graziano *et al.*, 2020).

En los arroyos con invasión de acacia negra en las riberas, los sitios evaluados se localizaron en un área con características ambientales más homogéneas y a distancias menores que los estudiados para los influenciados por la ganadería. Además, los tramos impactados y no impactados por la presencia de las plantas invasoras, se situaron en el mismo curso de agua, por lo que en este caso, la ausencia de diferencias en las variables de calidad del agua indica que la presencia de las plantas leñosas no repercutió significativamente en la química del agua. En coincidencia con algunos de estos resultados, Gantes *et al.* (2011) observaron en arroyos de la región pampeana invadidos con acacia negra, que las únicas variables que difirieron significativamente con respecto a los sitios no impactados, fueron el material particulado, el cual se incrementó y la conductividad que disminuyó, sin variaciones en las concentraciones de nutrientes y OD.

En relación a las asociaciones entre las variables ambientales y la presencia y riqueza de hifomicetes del plancton, en los tramos con invasión de acacia negra no se

presentaron correlaciones significativas, sin embargo, esos tramos tuvieron valores altos de riqueza de especies. De acuerdo a ello, al igual que lo mencionado para el impacto por ganadería extensiva, respecto de las variaciones en los parámetros de calidad del tramo, la presencia de las plantas invasoras, produce cambios que se manifiestan en la presencia y riqueza de especies de hifomicetes, aunque no impactan en las variables de ambientales.

Adicionalmente, al considerar los tres impactos, *A. longissima*, *C. pelucidum*, *N. sigmoidea*, *T. marchalianum* y *T. setigerum* estuvieron muy asociadas a las variaciones de los parámetros de calidad del agua. En todos los casos, su presencia, estuvo correlacionada con valores altos de OD y valores intermedios de amonio, fosfatos y nitritos, mientras que otras variables fueron menos importantes.

Respecto a la concentración de OD, desde los primeros trabajos de Ingold, hasta la actualidad, se han realizado muchos estudios que demuestran que niveles bajos de ese parámetro, afecta la presencia de hifomicetes acuáticos y disminuye la riqueza de especies (Ingold, 1942; Lecerf y Chauvet, 2008; Pardo Moreno 2020).

En relación a las concentraciones de nutrientes, tanto los valores bajos, como los elevados parecen afectar negativamente la presencia de hifomicetes en los cursos de agua de la región pampeana, lo que coincide con lo registrado por diferentes autores en otras zonas, quienes comprobaron que la presencia de varias de las especies registradas en este trabajo, así como, su producción de esporas y biomasa, son afectadas por los cambios en estas variables (Schoenlein-Crusius *et al.*, 2009; Medeiros *et al.*, 2009; Tolkkinen *et al.*, 2015; Fernández y Smits, 2016). Ello, a su vez se comprobó en la evaluación ecológica del arroyo Gutiérrez, donde se observó que en los tramos aguas abajo del impacto, los que presentaron cantidades excesivas en las concentraciones de nutrientes, se vio afectada la presencia de muchas especies.

En todos los experimentos de colonización de hojarasca se registraron hifomicetes descomponedores. Los tramos no impactados y los que presentaron invasión de acacia negra tuvieron mayor número de especies que los impactados por ganadería y actividades urbano-industriales. Sin embargo, al comparar aspectos funcionales como la descomposición, esas variaciones solo fueron evidentes en los arroyos Durazno Chico (impacto por actividad ganadera de alta intensidad) y Gutiérrez (impacto urbano-industrial fuerte), lo que da indicio de la redundancia funcional en las comunidades de microorganismos heterótrofos en los arroyos de la región pampeana, y a su vez, de la modificación de esa capacidad, como consecuencia de perturbaciones

que producen efectos fuertes, como las que ocurren en los arroyos antes mencionados (Rosenfeld, 2002). De esa forma, en los cursos de agua en los que el impacto no ha producido un efecto evidente en el proceso de descomposición, pero si en la estructura de la comunidad de descomponedores, aquellas especies sensibles al impacto, serían reemplazadas por otras tolerantes, las que a su vez pueden descomponer el material de forma similar a una comunidad que no ha sido perturbada.

Los resultados en relación a la descomposición y la esporulación de hifomicetes descomponedores fueron muy heterogéneos, con variaciones de acuerdo al tipo de hojarasca o curso de agua, incluso con grandes diferencias entre arroyos que tuvieron el mismo tipo de impacto. Los valores máximos de tasas de descomposición se observaron en los tramos con invasión de acacia negra, los que también tuvieron las mayores tasas de esporulación. Los mismos, estuvieron seguidos por los ambientes urbano-industriales, con resultados muy variables, de acuerdo al tipo de hojarasca. Los menores valores de tasas de esporulación y de descomposición se dieron en los arroyos impactados por ganadería. Las consideraciones respecto a las bolsas con malla gruesa y hojarasca de cebadilla criolla y acacia negra se mencionaron en cada uno de los capítulos.

La descomposición de hojas de álamo (único sustrato que se utilizó en todos los experimentos de descomposición), asociada a los microorganismos (bolsas de malla fina), en los tramos impactados por ganadería extensiva, presentó tasas menores de descomposición que en los tramos no impactados. En el caso de los ambientes con impactos urbano-industriales, cada arroyo tuvo un comportamiento distinto: Giles y Gutiérrez presentaron valores menores de descomposición en las bolsas de malla fina en el tramo impactado, siendo iguales en el arroyo Salgado y lo opuesto sucedió en La Choza, donde los valores fueron mayores en el tramo impactado. En el arroyo Balta (impacto por invasión de acacia negra en las riberas), se registraron tasas de descomposición mayores en el tramo impactado.

Al analizar los cocientes de las tasas de descomposición, los tramos impactados de los arroyos Durazno chico (ganadería extensiva) y Gutiérrez (urbano-industrial) fueron los únicos que presentaron un efecto considerable, los que se vieron reflejados en los valores de los métricos I/NI y afectó a ambos tipos de organismos (microorganismos e invertebrados). En los otros casos, solo se evidenció un impacto mediante este análisis, al considerar las bolsas de malla gruesa en el arroyo La Choza. De acuerdo a este método, se deduce que la descomposición asociada a los microorganismos presenta

mayor sensibilidad a los impactos que los invertebrados descomponedores, ante las perturbaciones producidas por la ganadería extensiva y los ambientes urbano-industriales.

Gessner y Chauvet (2002) proponen la utilización de estos cocientes como indicadores funcionales de la calidad del ambiente, para su empleo en el monitoreo de la contaminación de sistemas acuáticos. Según estos autores, al comparar procesos que ocurren a nivel ecosistema e involucrar un conjunto de organismos y mecanismos, permite una evaluación integral del estado de los cuerpos de agua.

La presencia de hifomicetes descomponedores de hojarasca fue corroborada en todos los experimentos de colonización y esporulación realizados en este estudio. En todos los casos, los hongos ingoldianos fueron marcadamente dominantes en todos los tiempos de colonización analizados. Especies de hábitos terrestres presentaron mayor abundancia en el primer período, aunque también se registraron en las etapas finales. Sin embargo, a excepción de la hojarasca de álamo en el arroyo Giles durante los primeros 15 días, en ningún caso produjeron un incremento significativo en los valores de las tasas de esporulación, por lo que se deduce que su importancia como microorganismos descomponedores en sistemas acuáticos es baja.

La presencia de hongos terrestres en hojarasca sumergida coincide con lo reportado en otros estudios (Roldán *et al.*, 1987; Kshirsagar y Gunale, 2013). De acuerdo con Graça y Canhoto (2006), cuando las hojas colonizadas por hongos terrestres llegan al agua, la actividad de estos se ve severamente disminuida, producto de la competencia con los hongos acuáticos. Más allá de la presencia de ambos grupos, solo los ingoldianos son los que causan una maceración significativa del material sumergido, en base a la actividad de sus enzimas (Rodrigues y Graça, 1997).

Según el tipo de impacto, el tramo con invasión de acacia negra fue el que tuvo mayor número de especies y altas tasas de esporulación, siendo el único ambiente donde el factor de impacto incrementó los valores de ambos parámetros respecto a todos los tramos no impactados evaluados. En los tramos urbano-industriales y con ganadería extensiva, el número de especies y las tasas de esporulación asociadas a todos los tipos de hojarasca fueron bajos; además, en ambos ambientes (urbano-industriales y con ganadería extensiva), todas las especies presentes se registraron también en sus respectivos tramos no impactados y en general en los mismos tipos de sustrato, donde hubo además otras, que no se desarrollaron en presencia de las perturbaciones.

El tramo con invasión de acacia negra, presentó los valores máximos de las tasas de esporulación a los 15 días y la sucesión estuvo dominada por los colonizadores primarios; las especies ocasionales no produjeron un incremento en los valores de las tasas de esporulación. Ello no ocurrió en los tramos con otros impactos, ni en los sitios no impactados (carentes de vegetación arbórea), donde las tasas de esporulación máximas se alcanzaron luego de 30-40 días de colonización en los arroyos.

Los valores máximos de las tasas de esporulación a los 15 días, coinciden con lo reportado por otros estudios, en los que evaluaron ese parámetro, en cursos de agua con vegetación ribereña arbórea. Dichos estudios reportaron que las tasas de esporulación máximas se alcanzaron en períodos similares. Ello ocurrió debido a las buenas condiciones ambientales que generan la presencia de árboles en las riberas y permitió el desarrollo de una mayor riqueza de especies, asociadas a una alta disponibilidad de materia orgánica en el curso de agua (Bärlocher y Kendrick, 1974; Luna-Fontalvo, 2009; Flores *et al.*, 2013; Schoenlein-Crusius *et al.*, 2016).

Contrariamente, los valores bajos de las tasas de esporulación, registrados en los sitios con otros impactos, pudo deberse no solo a la ausencia de vegetación arbórea en las riberas, sino también a la poca cantidad de especies presentes en el plancton de los tramos, varias de ellas con bajas tasas de producción de conidios. Se destaca además, que a excepción de los tramos impactados con invasión de acacia negra, las tasas de esporulación en general fueron menores que las registradas para otras regiones (Graca *et al.*, 2005; Graça y Canhoto, 2006; Gönczö *et al.*, 2003; Luna-Fontalvo, 2009; Fernández *et al.*, 2017; Pardo, 2020). En los tramos con impactos urbanos, la disminución en la calidad del agua, producto de la acumulación de nutrientes y disminución del OD, por la existencia de vertidos de aguas residuales domésticas e industriales, pudo influir no sólo en las tasas de esporulación, sino también en la colonización del material vegetal sumergido (Artigas *et al.*, 2008; Bärlocher *et al.*, 2008; Bärlocher *et al.* 2013; Gonçalves *et al.*, 2013; Ferreira y Canhoto, 2014; Fiuza *et al.*, 2019).

En base a lo analizado, se puede inferir que la disminución en las tasas de esporulación, en los tramos impactados por ganadería y urbano-industriales, está dada por una baja canalización de energía para la producción de esporas, en respuesta al estrés ambiental. En los tramos impactados por invasión de acacia negra se daría por el agotamiento del material vegetal como fuente primaria de carbono (Graça y Canhoto, 2006; Luna-Fontalvo, 2009).

Las variaciones en los índices de diversidad de Hill de los hifomicetes descomponedores, fue analizado en cada uno de los capítulos. En general, cuando se comparan los tramos impactados y no impactados, se puede comprobar un patrón similar a lo analizado para las tasas de esporulación; tanto los ambientes con ganadería extensiva, como los urbano-industriales, presentaron valores menores de los índices y lo contrario ocurrió en los ambientes impactados con acacia negra. En todos los casos las diferencias en la riqueza de especies fueron significativas, aunque no así al analizar los otros índices. De todas formas, las tendencias observadas a partir de su análisis, corresponden con lo registrado para ese parámetro. A su vez, al considerar de forma cronológica las variaciones en los parámetros de Hill, al igual que lo mencionado previamente, se observa un comportamiento similar a las variaciones en las tasas de esporulación: en los tramos impactados por ganadería extensiva y actividades urbano-industriales, los valores máximos se alcanzan luego de 30-40 días y en el tramo con invasión de acacia negra ocurre al principio.

La equitatividad en todos los casos tuvo valores altos, que se hicieron máximos en las etapas finales de los experimentos de colonización. De acuerdo con Sati *et al.* (2009), el incremento en este parámetro durante las últimas etapas de la descomposición se relaciona con una disminución en la capacidad de extracción de energía por parte de las especies de hongos colonizadores, producto del agotamiento del sustrato.

En relación a los resultados de las actividades enzimáticas extracelulares, las variaciones registradas para cada enzima, fueron analizadas en cada uno de los capítulos. Las actividades enzimáticas totales fueron muy variables en todos los ambientes, con grandes desvíos de la media, lo que da indicio de la heterogeneidad de los ensambles de microorganismos descomponedores evaluados. Sin embargo, al analizar los tratamientos con el fungicida PCNB, se observó en todos los casos una disminución de las actividades, así como de los desvíos estándar, que varió de acuerdo a la enzima analizada, lo que se discutió en los capítulos 4, 5 y 6. De forma general, en ningún caso las diferencias fueron significativas al realizar las comparaciones múltiples.

Como se mencionó previamente, la actividad enzimática integrada provee mayor eficiencia en la degradación de la hojarasca, dado que los organismos actúan de forma sinérgica (Romaní *et al.*, 2006). De acuerdo a ello y a los resultados de este estudio, se deduce que la eliminación de la comunidad fúngica de los ensambles de descomponedores produce una disminución en la actividad enzimática total asociada a la pérdida de la actividad enzimática integrada y una fuerte disminución de los desvíos,

lo que podría atribuirse a la mayor heterogeneidad de las comunidades fúngicas respecto de los demás organismos descomponedores.

De acuerdo con todo lo analizado, los hifomicetes son muy abundantes en los arroyos de la región pampeana y se los encuentra tanto en el plancton, como asociados a hojarasca sumergida, existiendo una importante cantidad de especies, algunas de las cuales presentan un rango de distribución que abarca como mínimo el NE de la provincia de Buenos Aires y que son muy comunes en la mayoría de los arroyos de la región.

En relación a los distintos impactos analizados, las comunidades acuáticas de hifomicetes se ven afectadas, pero de manera diferente; siendo más importantes los efectos a nivel estructural que a nivel funcional. Ello, se evidencia en las diferencias significativas registradas en los parámetros de riqueza de especies, tanto del plancton como los asociados a los distintos tipos de hojarasca y sus tasas de esporulación, al considerar todos los ambientes. Ello no se registró en todos los casos, al evaluar parámetros funcionales como las actividades enzimáticas y las tasas de descomposición.

En los ambientes impactados por actividad ganadera extensiva, aunque los efectos de las perturbaciones no fueron significativos en las variables de la calidad del agua, se produjo una reducción del número de especies y su abundancia en el plancton, con la consecuente disminución de la capacidad de dispersión de los hifomicetes ingoldianos para encontrar nuevos sustratos y por lo tanto una menor colonización de la hojarasca. Este efecto, pudo ser un factor primordial en la capacidad de degradación de la hojarasca, lo que se evidenció en los experimentos realizados en el arroyo Durazno Chico, con menores tasas de esporulación y descomposición en el tramo impactado, respecto del no impactado.

En los ambientes con impactos urbano-industriales, como el grado de perturbación fue diferente de acuerdo al curso de agua analizado, los efectos fueron más heterogéneos. Respecto de las variaciones en los parámetros de calidad del agua, al analizar todos los arroyos, solo algunos presentaron una variación significativa, sin embargo, al considerar la evaluación realizada en el arroyo Gutiérrez, el grado de contaminantes que aportan las industrias textiles es tan elevado que repercutió en todas las variables ambientales analizadas. Ello, a su vez, se registró en los parámetros del micoplancton, con una disminución significativa de la riqueza de especies y como consecuencia su influencia en la colonización y descomposición de la hojarasca, comentados previamente.

En los ambientes con invasión de acacia negra, al igual que en el caso de la ganadería extensiva, los parámetros de calidad del agua evaluados no difirieron significativamente de los tramos no impactados. Sin embargo, el efecto sobre los hifomicetes fue muy evidente, observándose, de forma opuesta a lo considerado para los otros impactos, un gran incremento en la riqueza de especies y su abundancia en el plancton, lo que a su vez permitió una rápida colonización de la hojarasca con gran número de especies que esporularon a tasas muy elevadas. A nivel funcional ello no ocurrió, las diferencias observadas fueron no significativas, en la mayoría de los casos analizados, tanto para las enzimas como para la descomposición.

7.2. CONCLUSIONES

De acuerdo a lo analizado y a las hipótesis planteadas, podemos concluir que:

- En los arroyos de la región pampeana habitan hifomicetes acuáticos, que tienen capacidad de descomponer hojarasca de plantas nativas como la cebadilla criolla y de plantas exóticas como álamo y acacia negra. Además, se pueden encontrar algunos hongos de hábitos terrestres, entre las que se incluyen parásitos de plantas.
- Los arroyos de la región pampeana presentan una elevada riqueza de especies de hongos ingoldianos, entre las mismas, una elevada proporción de ellas no han sido citadas en el país hasta el presente.
- De las 89 especies registradas 75 son de hábitos acuáticos y 14 típicamente terrestres; 50 son primeras citas para Argentina y 8 de ellas difieren de las especies conocidas hasta el momento, tratándose prosiblemente de nuevas especies para la ciencia.
- A nivel taxonómico, el Orden Helotiales fue el mejor representado, con 20 especies, siguiéndole el Orden Pleosporales con 18, ambos del Phylum Ascomycota. El Phylum Basidiomycota estuvo representado por sólo 1 especie.
- Las especies de hongos ingoldianos con mayor presencia en los arroyos del NE de la región pampeana son: *A. acuminata*, *A. longissima*, *A. pseudolingissima*, *A. filiformis*, *A. penicillioides*, *C. pelucidum*, *M. acerina*, *N. sigmoidea*, *N. aquatica*, *S. prolifera*, *T. breve*, *T. marcahalianum*, *T. setigerum*, *T. monosporus* y *V. aquaticus*.
- La distribución de muchas de las especies de hongos ingoldianos abarca al menos el sector NE de la región pampeana, en particular las del género *Tetracladium*, las cuales se encuentran en grandes cantidades en ambientes no impactados y resultan afectadas

cuando existe un grado elevado de perturbaciones, ya sean provenientes de explotaciones ganaderas extensivas como de actividades urbano-industriales.

- A nivel comunidad, hay una respuesta de los hifomicetes ante los impactos, que se manifiesta significativamente a nivel estructural pero no así a nivel funcional, a excepción de las perturbaciones mayores como en el caso del arroyo Gutiérrez donde el impacto de contaminantes fue notable.
- La similitud entre los tramos, en relación a la presencia o ausencia de las distintas especies en el plancton, está determinada en mayor medida por el tipo de impacto, incluso si los tramos pertenecen a la misma cuenca o curso de agua, cualquiera sea la perturbación analizada.
- Tanto en relación a la presencia de especies, así como a su riqueza en los tramos, las asociaciones con las variables ambientales presentan correlaciones fuertes con las concentraciones de nutrientes, OD y ácidos húmicos.
- La actividad ganadera extensiva, produce modificaciones en la estructura de las comunidades planctónicas de hifomicetes de la región, disminuyendo la riqueza de especies en el plancton de los tramos impactados, aunque no parece repercutir en las variables de calidad del agua.
- En los tramos urbano-industriales, el incremento en las concentraciones de nutrientes y la disminución del oxígeno disuelto se asocian negativamente con los parámetros de la comunidad de hifomicetes, afectando su presencia y disminuyendo la riqueza de especies.
- La invasión de acacia negra en las riberas de los cursos de agua, produce condiciones favorables para la presencia de hifomicetes acuáticos, lo que se manifiesta en un incremento de la riqueza de especies en el plancton, aunque no impacta de forma significativa en las variables de calidad del agua.
- La presencia de las especies *A. longissima*, *C. pelucidum*, *N. sigmoidea*, *T. marchalianum* y *T. setigerum* en los cursos de agua de la región, está fuertemente asociada a las variaciones de los parámetros de calidad del agua, incrementándose con valores altos de OD e intermedios de amonio, fosfatos y nitritos.
- La descomposición de hojarasca, asociada a los microorganismos, se ve afectada de forma leve por la mayoría de las perturbaciones, con efectos evidentes, solo cuando el impacto es muy grande, como en el caso de los arroyos Gutiérrez (que presenta el ingreso continuo de contaminantes a través de un efluente industrial textil) y Durazno Chico (con explotación ganadera de alta intensidad).

- La descomposición asociada a los microorganismos, ante las perturbaciones producidas por la ganadería extensiva y las actividades urbano-industriales, presenta mayor sensibilidad a los impactos que la asociada a los invertebrados descomponedores.
- En los arroyos del NE de la provincia de Buenos Aires se comprobó la presencia de hifomicetes descomponedores de hojarasca, tanto de hábitos terrestres como acuáticos y aeroacuáticos. Los hongos ingoldianos son los que presentan la mayor riqueza de especies y abundancia en todos los períodos de colonización. Sin embargo, los de hábitos terrestres se encuentran incluso en los períodos finales, aunque no producen un incremento significativo en las tasas de esporulación, por lo que se deduce que su importancia como microorganismos descomponedores en sistemas acuáticos de la región es baja.
- De forma cronológica, durante el proceso de descomposición del material vegetal que se incorpora a los cursos de agua, ocurren eventos de sucesión de hifomicetes acuáticos, cuyo número varía en el tiempo, encontrando especies principales o dominantes y algunas ocasionales.
- Los ensambles de hifomicetes descomponedores se ven afectados de forma significativa en los ambientes impactados, con un retraso en el tiempo de colonización, en los arroyos impactados por ganadería extensiva y actividades urbano-industriales, lo que produce una reducción en las tasas de esporulación y la riqueza de especies durante las primeras etapas de la descomposición.
- La presencia de las plantas invasoras en las riberas de los arroyos produce condiciones adecuadas para los hifomicetes descomponedores, lo que se manifiesta en una mayor velocidad de colonización de la hojarasca, un gran incremento en las tasas de esporulación y de la riqueza de especies durante el comienzo de la descomposición. Ello produce un rápido agotamiento del sustrato, por lo cual la sucesión de especies posee un comportamiento similar a lo observado en zonas boscosas de otras latitudes.
- A excepción de los tramos impactados con invasión de acacia negra, las tasas de esporulación de hifomicetes acuáticos en arroyos del NE de la región pampeana son menores que las registradas para otras regiones.
- Los hongos descomponedores de hojarasca en los cursos de agua evaluados, contribuyen con una importante proporción de las actividades enzimáticas extracelulares fosfatasa alcalina, β - glucosidasa y celobiohidrolasa, que varía según la enzima considerada, pero que no se ve afectada significativamente como consecuencia de las perturbaciones producidas por los impactos.

- La eliminación de los hongos de los ensambles de descomponedores, mediante la utilización de un fungicida, disminuye tanto las actividades enzimáticas extracelulares, así como la heterogeneidad asociada a dicha actividad, por lo cual se deduce que la alta variabilidad observada en la medición de estos parámetros, es producida por la gran variabilidad en las comunidades de hongos descomponedores, la cual se ve disminuida por los impactos urbano-industriales.

7.3. CONSIDERACIONES FINALES Y PERSPECTIVAS FUTURAS

Esta Tesis proporciona algunas bases para lograr un conocimiento más profundo de los hifomicetes acuáticos en la región pampeana. A nivel de la estructura de las comunidades plantónicas y los ensambles asociados a hojarasca en descomposición, los resultados son muy contundentes. Sin embargo, a nivel funcional, se requiere más información acerca de los procesos analizados, para lograr un mayor conocimiento de la magnitud del efecto de los impactos en los sistemas fluviales de la región.

El análisis taxonómico llevado a cabo mediante el uso de microscopía óptica permitió ampliar el conocimiento acerca de la identidad de los taxa que forman las comunidades acuáticas de hifomicetes en los arroyos de la región pampeana. A pesar de ello, será necesario intensificar los estudios taxonómicos con técnicas moleculares, a fin de elucidar las incertezas que aún existen respecto a la identificación y posición nomenclatural de varios taxa citados en este estudio.

Dado el elevado número de factores de estrés ambiental que repercuten en los ecosistemas de la región pampeana y como consecuencia de la rápida disminución de la biodiversidad, producto de distintas actividades humanas, surge la necesidad de realizar nuevos estudios que exploren los efectos de diversos impactos, sobre la dinámica de las comunidades de hifomicetes en la región, así como su fisiología e importancia en las redes tróficas de descomponedores.

La región pampeana, y particularmente el NE de la provincia de Buenos Aires, es una de las áreas más afectadas por los fenómenos asociados a los impactos de origen antrópico, los cuales han demostrado ejercer una fuerte influencia sobre la estructura de las comunidades de hifomicetes acuáticos. El notable avance de la agricultura y el incremento de las explotaciones ganaderas, ha originado además profundos cambios en los sistemas fluviales que se manifiestan en variaciones de las comunidades asociadas a todos los niveles tróficos. Por ello, es indispensable incrementar el esfuerzo en la

investigación de las comunidades que habitan en estos sistemas, dada la necesidad de establecer pautas de gestión de estos recursos.

En estos ambientes, severamente dañados, las comunidades de hifomicetes pueden verse afectadas, debido a la susceptibilidad de las especies a las perturbaciones y a posibles cambios en las interacciones entre los distintos niveles tróficos, lo que tendría consecuencias no sólo para los hifomicetes descomponedores, sino también para las comunidades asociadas de otros organismos.

Por todo lo mencionado, se considera necesario profundizar el estudio de la taxonomía, ecofisiología y ecología de los hifomicetes acuáticos de la región pampeana. Estas investigaciones permitirán evaluar y ayudar a predecir la respuesta de estas comunidades, en sistemas seriamente comprometidos por los fenómenos asociados a las actividades de origen antrópico como la ganadería extensiva, las urbanizaciones e industrias y la invasión de las riberas por plantas leñosas, que fueron los impactos considerados en esta tesis.

CAPÍTULO 8

BIBLIOGRAFÍA

Ahmed, S.A.; Khan, Z.; Wang, Xw. et al. 2016. Chaetomium-like fungi causing opportunistic infections in humans: a possible role for extremotolerance. *Fungal Diversity* 76: 11–26.

Allan, J. D. 1995. Stream ecology, structure and function of running waters. *Chapman & Hall*, London. 388 pp.

Álvarez, S. 2005. La descomposición de materia orgánica en humedales: la importancia del componente microbiano. *Ecosistemas* 14:17-29.

- Anderson, J.L.; Beever, J. y Shearer, C.A. 2006. Eight polymorphic microsatellite loci for the aquatic fungus *Tetracladium marchalianum* Molecular Ecology. Notes 6 (3): 703-705.
- Anderson, J.L. y Shearer, C.A. 2011. Population Genetics of the Aquatic Fungus *Tetracladium marchalianum* over Space and Time. *PLOS ONE* 6 (1): E15908.
- APHA, 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. APHA, Washington, DC, 1268 pp.
- Arambarri, A.M. y Spinedi, H.A. 1984. Micoflora de la hojarasca de *Nothofagus pumillo*. III. *Darwiniana*, 25: 321-330.
- Arambarri, A. M.; Cabello, M. N. y Mengascini, A. 1987a. New Hyphomycetes from Santiago river (Bs.As.Province, Argentina). *Mycotaxon* 29: 29-35.
- Arambarri, A.M.; Cabello, M.N. y Mengascini, A. 1987b. Estudio sistemático de los Hyphomycetes del Río Santiago I. *Darwiniana* 2: 293-301.
- Arambarri, A.M.; Cabello, M.N. y Mengascini, A. 1987c. New Hyphomycetes from Santiago river II. *Mycotaxon* 30: 263-267.
- Arambarri, A.M.; Cabello, M.N. y Mengascini, A. 1987d. Estudio sistemático de los Hyphomycetes del Río Santiago II. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 25: 213-222.
- Arambarri, A.M.; Cabello, M.N. y Mengascini, A. 1989. Estudio Sistemático de los Hyphomycetes de Río Santiago III. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 26: 1-6.
- Arambarri, A.M. y Cabello, M.N. 1990. Estudio Sistemático de los Hyphomycetes del Río Santiago IV (Buenos Aires, Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 26: 143-148.
- Arambarri, A.M.; Cabello, M.N y Cazau, M.C. 1991. Estudio sistemático de los Hyphomycetes de Río Santiago V (Buenos Aires, Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 27: 1-5.

Arambarri, A.M.; Cabello, M.N y Cazau, M.C. 1992a. A new Hyphomycetes from Santiago River V. *Bloxamia cremea*. *Mycotaxon* 43: 327-330.

Arambarri, A.M.; Cabello, M.N. y Cazau, M.C. 1992b. Hyphomycetes del Rio Santiago: su presencia en un hábitat con alto grado de contaminación. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 28: 55-59.

Arambarri, A.M.; Cazau, M.C. y Cabello, MN. 1993. New Hyphomycetes from Santiago river VI (Buenos Aires province, Argentina). *Mycotaxon* 46: 235-240.

Arceo, N. 2017. La evolución del ciclo ganadero argentino en la segunda fase del modelo sustitutivo de importaciones. *América Latina. Historia y Economía*. 24 (3): 161-192 <http://dx.doi.org/10.18232/alhe.v24i3.813>

Argôlo Magalhães, D.M.; Martins Newman Luz, E.D.; Magalhães, A.F.; Oliveira dos Santos, M.V.; Barbosa, F.R.; Magalhães, L.A. & Bezerra, J.L. 2014. Anamorphic fungi of the Atlantic Forest of southern Bahia: new records and *Dactylaria pseudomanifesta* sp. nov. *Mycotaxon* 128: 185–194.

Arnaud, G. 1953. Mycologie concrète: genera II. *Bulletin de la Société Mycologique de France*. 69:265-306

Artigas, J.; Sabater, S. & Romani, A. 2008a. The Role of Fungi and Bacteria on the Organic Matter Decomposition Process in Streams: Interaction and Relevance in Biofilms. *Universitat d`Girona* 199 pp.

Artigas, J.; Romaní, A.M. & Sabater, S. 2008b. Effects of nutrients on the sporulation and diversity of aquatic hyphomycetes on submerged substrata in a Mediterranean stream. *Aquatic Botany* 88: 32-28.

Bärlocher, F. & Kendrick, B. 1974. Dynamics of the fungal population on leaves in a stream. *Journal of Ecology* 62: 761-791.

Bärlocher, F. 1982. The contribution of fungal enzymes to the digestion of leaves by *Gammarus fossarum* Koch (Amphipoda). *Oecologia* 52:1-4

Bärlocher, F. 1985. The role of fungi in the nutrition of stream invertebrates. *Botanical Journal of the Linnean Society* 91:83-94

Bärlocher, F. Editor. 1992. The Ecology of aquatic hyphomycetes. *Springer* Berlin. ISBN 3540544003

Bärlocher, F. & Graça, M. A. S. 2002. Exotic riparian vegetation lowers fungal diversity but not leaf decomposition in Portuguese streams. *Freshwater Biology* 47:1123-1135

Bärlocher, F. 2007. Decomposition and fungal community structure in aquatic environments. En: Hurst CJ, Crawford RL, Garland JL, Lipson DA, Mills AL, Stetzenbach LD (Editores). Manual of environmental microbiology. *American Society for Microbiology (ASM) Press*, Washington DC. p. 469–478.

Bärlocher, F.; Seena, S.; Wilson, K. & Williams, D.D. 2008. Raised water temperature lowers diversity of hyporheic aquatic hyphomycetes. *Freshwater Biology* 53:368-379

Bärlocher, F.; Helson, J.E. & Williams, D.D. 2010. Aquatic hyphomycete communities across a land-use gradient of Panamanian streams. *Fundamental and Applied Limnology Archiv für Hydrobiologie* 177(3): 209-221.

Bärlocher, F.; Kebede, Y.K.; Gonçalves, A.L.; Canhoto, C. 2013. Incubation Temperature and Substrate Quality Modulate Sporulation by Aquatic Hyphomycetes. *Microbial Ecology*, 66: 30-39

Baschien, C.; Tsui, C.K.; Gulis, V.; Szewzyk, U. y Marvanova, L. 2013. The molecular phylogeny of aquatic hyphomycetes with affinity to the Leotiomycetes. *Fungal Biology* 117 (9): 660-672.

Baudy, P.; Zubrod, J.P.; Roder, N.; Baschien, C.; Feckler, A.; Schulz, R. y Bundschuh, M. 2019. A glance into the black box: Novel species-specific quantitative real-time PCR assays to disentangle aquatic hyphomycete community composition. *Fungal Ecology* 42: 100858

Belliveau, M.J.R. y Bärlocher, F. 2005. Molecular evidence confirms multiple origins of aquatic hyphomycetes. *Mycological Research* 109: 1407-1417.

Beaulieu, J.J.; Mayer, P.M.; Kaushal, S.S.; Pennino, M.J.; Arango, C.P.; Balz, D.A.; Canfield, T.J.; Elonen, C.M.; Fritz, K.M.; Hill, B.H.; Ryu, H. & Santo Domingo, J.W.

2014. Effects of urban stream burial on organic matter dynamics and reach scale nitrate retention. *Biogeochemistry* 121, 107–126. <https://doi.org/10.1007/s10533-014-9971-4>
- Bertora, A.; Grosman, F.; Sanzano, P. y Rosso, J.J. 2018. Composición y estructura de los ensambles de peces en un arroyo pampeano con uso del suelo contrastante. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* 20:11-22
- Biasi, C.; Fontana, L.E.; Restello, R.M.; Hepp, U.H. 2020. Effect of invasive *Hovenia dulcis* on microbial decomposition and diversity of hyphomycetes in Atlantic forest streams. *Fungal Ecology* 44: 100890
- Bolay, J. C. y Rabinovich, A. 2004. Intermediate cities in Latin America risk and opportunities of coherent urban development. *Cities* 21 (5): 407-421.
- Boonmee, S.; D'souza, M.J.; Luo, Z.; Pinruan, U.; Tanaka, K.; Su, H.; Bhat, D.J.; McKenzie, E.H.C.; Jones, E.B.G.; Taylor, J.E.; Phillips, A.J.L.; Hirayama, K.; Eungwanichayapant, P.D. & Hyde, K.D. 2016. Dictyosporiaceae fam. nov. *Fungal Diversity* 80:457-482.
- Brahamanage, R.; Lu, Y.Z.; Bhat, D.J.; Wanasinghe, D.; Yan, J.Y.; Hyde, K.D. y Boonmee, S. 2017. Phylogenetic investigations on freshwater fungi in Tubeufiaceae (Tubeufiales) reveals the new genus Dictyospora and new species Chlamydotubeufia aquatica and Helicosporium flavum. *Mycosphere* 8 (7): 917-933.
- Bunn, S. E. & Davies, P. M. 2000. Biological processes in running waters and their implications for the assessment of ecological integrity. *Hydrobiologia* 422:61–70
- Cabello, M. N.; Cazau, M. C. & Arambarri, A. M. 1990. New Hyphomycetes from Santiago river III (Buenos Aires province, Argentina). *Mycotaxon* 38: 15-19.
- Cabello, M. N.; Cazau, M. C. & Arambarri, A. M. 1993. Estudio sistemático de los Hyphomycetes del río Santiago VI. (Buenos Aires, Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 29: 11-14.
- Campbell, J.; Shearer, C. y Marvanová, L. 2006. Evolutionary relationships among aquatic anamorphs and teleomorphs: Lemonniera, Margaritispora, and Goniopila *Mycological Research* 110: 1025-1033.

- Campi, M.D. 1938. El *Helminthosporium turcicum* Pass. en la República Argentina. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Tesis de Doctorado. Universidad de Buenos Aires. http://digital.bl.fcen.uba.ar/Download/Tesis/Tesis_0229_Campi.pdf
- Capdet, M. y Romero, A.I. 2012. Ascomicetes sobre palmeras nativas de la Argentina. II. Anamorfos. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 47: 3-4
- Catania, M.V. y Romero, A.I. 2006. Micromicetes asociados con corteza y/o madera de *Podocarpus parlatorei* Pilg. en la Argentina. III. Ascomycetes anamórficos. *Lilloa* 43 (1-2): 29 – 43
- Cazau, M. C.; Arambarri, A.M. y Cabello, M.N. 1990. New Hyphomycetes from Santiago river IV (Buenos Aires province, Argentina). *Mycotaxon* 38: 21-25.
- Cazau, M.C. 1994. Estudio ecológico de Hyphomycetes de Río Santiago. Universidad Nacional de La Plata. Facultad de Ciencias Naturales y Museo Tesis n°: 0629 Area: Ecología.
- Chan, S.Y.; Goh, T.K.; Hyde, K.D. 2000. Ingoldian fungi in Lam Tsuen River and Tai Po Kau Forest Stream, Hong Kong. *Fungal Diversity*, 5: 109-118.
- Chen, J.; Xu, L.L.; Liu, B.; y Liu, X.Z. 2007. Taxonomy of *Dactylella* complex and *Vermispora*. I. Generic conception based on morphology and phylogeny of ITS sequences. *Fungal Diversity* 26 (1): 85-126.
- Chequer, F.; Olivera, G.; Ferraz, E.; Cardoso, J.; Zaroni, M. & Olivera, D., 2013. Textile dyes: dyeing process and environmental impact. En: Günay, M. (Ed.), Ecofriendly textile dyeing and finishing. *InTech*, Rijeka, Croacia. pp. 151-176. DOI: 10.5772/53659
- Chiozza, E y Figueira, G. 1981. Atlas Físico de la República Argentina. Volumen 1. *Centro Editor de América Latina S.A.* Buenos Aires. Argentina. 192 pp.
- Classen-Rodríguez, L.; Gutiérrez-Fonseca, P.E. & Ramírez, A. 2019. Leaf litter decomposition and macroinvertebrate assemblages along an urban stream gradient in Puerto Rico. *Biotropica* 51:641–651

- Clavero, M. & García-Berthou, E. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends of Ecology and Evolution* 20:110. doi: 10.1016/j.tree.2005.01.003
- Clivot, H.; Cornut, J.; Chauvet, E.; Elger, A.; Poupin, P.; Guerold, F. y Pagnout, C. 2014. Leaf-associated fungal diversity in acidified streams: insights from combining traditional and molecular approaches. *Environmental Microbiology* 16 (7): 2145-2156.
- Cordes, G.G.; Fessia, A.J.; Pinotti, D. y Vigliano, M. 2017. Carga de Microorganismos Asociada a Semillas de Híbrido Sorgo (*Sorghum bicolor*) Comercializada en Argentina. IV Congreso Argentino de Fitopatología. Pag 198
- Cortazar Martínez, A.; González Ramírez, C. A.; Coronel Olivares, C.; Escalante Lozada, J.A.; Castro Rosas, J. & Villagómez Ibarra, J.R. 2012. Biotecnología aplicada a la degradación de colorantes de la industria textil. *Universidad y Ciencia Trópico Húmedo*. 28: 187-199.
- Crane, J.L. 1968. Freshwater Hyphomycetes of the Northern Appalachian Highland including New England and three coastal plain states. *American Journal of Botany*. 55(8): 996-1002
- Crous, P.W.; Schumacher, R.K.; Wingfield, M.J.; Lombard, L.; Giraldo, A.; Christensen, M.; Gardiennet, A.; Nakashima, C.; Pereira, O.L.; Smith, A.J. y Groenewald, J.Z. 2015. Fungal Systematics and Evolution: FUSE 1. *Sydowia* 67: 81-118.
- Crous, P.W.; Schumacher, R.K.; Akulov, A.; Thangavel, R.; Hernandez-Restrepo, M.; Carnegie, A.J.; Cheewangkoon, R.; Wingfield, M.J.; Summerell, B.A.; Quaedvlieg, W.; Coutinho, T.A.; Roux, J.; Wood, A.R.; Giraldo, A. y Groenewald, J.Z. 2019. New and Interesting Fungi. *Fungal Systematic and Evolution* 3: 57-134.
- Csurhes, S. & A. Markula. 2010. Honey locust tree: *Gleditsia triacanthos*. Department of Employment, Economic Development and Innovation, Queensland Government, 17 pp.
- Cudowski, A.; Pietryczuk, A. & Hauschild, T. 2015. Aquatic fungi in relation to the physical and chemical parameters of water quality in the Augustów Canal. *Fungal Ecology*, 13: 193-204.

da Cruz Cabral, L. 2018. Caracterización de poblaciones de *Alternaria* en productos de interés agroalimentarios en Argentina mediante un enfoque polifásico para el desarrollo de estrategias alternativas de prevención y control del patógeno. Tesis de Doctorado, FCEyN - UBA, 191pp

Davey, M.L.; Tsuneda, A. & Currah, R.S. 2008. Evidence that the gemmae of *Papulaspora sepedonioides* are neotenous perithecia in the Melanosporales. *Mycologia*, 100(4): 626–635. DOI: 10.3852/08-001R

Davies, K. F.; Harrison, S.; Safford, H. D. & Viers, J. H. 2007. Productivity alters the scale dependence of the diversity–invasibility relationship. *Ecology* 88: 1940–1947.

Descals, E.; Nawawi, A.; Webster, J. 1976. Developmental studies in *Actinospora* and three similar aquatic hyphomycetes. *Transaction of the British Mycological Society* 67(2): 207-222

Descals, E.; Sanders, P.F. y Ugalde, U.O. 1977. Hifomicetes Ingoldianos del País Vasco. *Munibe, Sociedad de Ciencias Aranzadi San Sebastián* 4: 237-260.

Descals, E. & Webster, J. 1982a. Taxonomic studies on aquatic hyphomycetes III. Some new species and a new combination. *Transaction of the British Mycological Society* 78(3):405-437

Descals, E. & Webster, J. 1982b. Taxonomic Studies on Aquatic Hyphomycetes IV. Pure Culture and Typification of Various Species. *Transaction of the British Mycological Society* 79 (I) 45-64 (1982).

Descals, E.; Marvanová, L. & Webster, J. 1998. New taxa and combinations of aquatic hyphomycetes. *Canadian Journal of Botany* 76: 1647–1659.

Deighton, F.C. 1972. *Mycocentrospora*, a new name for *Centrospora* Neerg. *Taxon*. 21(5-6):716-716.

Diaz Arias, M.M.; Batzer, J.C.; Harrington, T.C.; Wong, A.W.; Bost, S.C.; Cooley, D.R.; Ellis, M.A.; Hartman, J.R.; Rosenberger, D.A.; Sundin, G.W.; Sutton, T.B.; Travis, J.W.; Wheeler, M.J.; Yoder, K.S. y Gleason, M.L. 2010. Diversity and

biogeography of sooty blotch and flyspeck fungi on apple in the eastern and midwestern United States. *Phytopathology* 100 (4): 345-355.

Di Marzio, W. D.; Tortorelli, M. C. y Freire, L. R. 1994. Diversidad de peces en un arroyo de llanura. *Limnetica*, 22, 71-77.

Di Nucci, J. y Linares, S. 2016. Urbanización y red urbana argentina: un análisis del período 1991 – 2010. *Journal de Ciencias Sociales* 4(7). ISSN: 2362-194X

Dominguez, E. y A. Giorgi (Coord). 2020. Primera evaluación del estado de los ecosistemas acuáticos. Informe del grupo Biomonitores de la REM_AQUA (CONICET) al Ministerio de Ambiente de la Nación. 103 pp y anexos.

Duarte, S.; Pascoal, C.; Cássio, F. & Bärlocher, F. 2006. Aquatic hyphomycete diversity and identity affect leaf litter decomposition in microcosms. *Oecologia*, 147: 658-666.

Duarte, S.; Seena, S.; Bärlocher, F.; Cassio, F. y Pascoal, C. 2012. Preliminary insights into the phylogeography of six aquatic hyphomycete species. *PLOS ONE* 7 (9): E45289.

Duarte, S.; Batista, D.; Bärlocher, F.; Cassio, F. y Pascoal, C. 2014. Some new DNA barcodes of aquatic hyphomycete Species. *Mycoscience* 56(1): 1 – 7

Duarte, S.; Bärlocher, F.; Pascoal, C. & Cássio, F. 2016. Biogeography of aquatic hyphomycetes: Current knowledge and future perspectives. *Fungal Ecology*, 19: 169-181.

Ellis, M.B. 1976. More dematiaceous Hyphomycetes. Pp. 507

Elosegi, A. y S. Sabater (editores). 2009. Conceptos y técnicas en ecología fluvial. *Editorial Rubes*, Bilbao, pp. 444

Feckler, A.; Schrimpf, A.; Bundschuh, M.; Bärlocher, F.; Baudy, P.; Cornut, J.; *et al.* 2017. Quantitative real-time PCR as a promising tool for the detection and quantification of leaf-associated fungal species - A proof-of-concept using *Alatospora pulchella*. *PLOS ONE* 12(4): e0174634. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174634>

- Feijoó, C.; Giorgi, A.; García, M.E. & Momo, F. 1999. Temporal and spatial variability in streams of a pampean basin. *Hydrobiologia* 394: 41–52
- Feijoó, C. & Lombardo, R.J. 2007. Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: A regional approach. *Water research* 41: 1399-1410.
- Feijoó, C.; Gantes, P.; Giorgi, A.; Rosso, J. J. y Zunino, E. 2012. Valoración de la calidad de ribera en un arroyo pampeano y su relación con las comunidades de macrófitos y peces. *Biología Acuática*: 27:113-128.
- Feijoó, C.; Messetta, M.L.; Hegoburu, C.; Giménez, L.; García, V.; Casset, M.A.; Rocha, L.; Rodríguez Castro, C. y Poretti, T. 2015. Calidad de agua y riqueza de macrófitas en 41 arroyos pampeanos: 12 años después. XIII Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos, pag. 19
- Fernandez, R.; Ceballos, S.J.; Malizia, A. y Aragón, R. 2017. *Gleditsia triacanthos* (Fabaceae) in Argentina: a review of its invasión. *Australian Journal of Botany* 65: 203–213 <http://dx.doi.org/10.1071/BT16147>
- Fernández, R. & Smits, G. 2005. Estudio preliminar de los hongos acuáticos en el río Cabriales. (Parque San Esteban, Edo. Carabobo). *SABER*, 17: 147-149.
- Fernández, R.; Smits, G. y Pinto, M. 2010. Características e importancia de los hifomicetos acuáticos y registro de especies en Venezuela. *Faraute de Ciencia y Tecnología* 5(2): 56-73.
- Fernández, R. & Smits, B. 2015. Actualización del inventario de especies de hifomicetos acuáticos en Venezuela. *Gestión y Ambiente* 18 (2): 153-180.
- Fernández R, Smits G. 2016. Hifomicetos acuáticos en la cabecera del río Chirgua, Carabobo, Venezuela. *Interciencia* 41: 110-113.
- Fernández, R.; Storaci, V. & Smits G, 2017. Evaluación de los hifomicetos acuáticos como bioindicadores de calidad ambiental en el río Chirgua (Bejuma, Venezuela). *Gestión y Ambiente* 20: 82-94.
- Ferreira, V. & Canhoto, C. 2014. Effect of experimental and seasonal warming on litter decomposition in a temperate stream. *Aquatic Sciences* 76: 155–163.

- Fiuza, P.O. & Gusmão, L.F.P. 2013. Ingoldian fungi from the semi-arid Caatinga biome of Brazil. *Mycosphere* 4 (6): 1133–1150
- Fiuza, P.O.; Cantillo-Pérez, T.; Gulis, V. & Gusmão, L.F.P. 2017. Ingoldian fungi of Brazil: some new records and a review including a checklist and a key. *Phytotaxa* 306 (3): 171–200.
- Fiuza, P.O.; Costa, L.A.; Medeiros, A.O.; Gulis, V. & Pascholati-Gusmão, L.F. 2019. Diversity of freshwater hyphomycetes associated with leaf litter of *Calophyllum brasiliense* in streams of the semiarid región of Brazil. *Mycological Progress* 18:907–920.
- Flores, L.; Díez, J.R.; Larrañaga, A.; Pascoal, C. & Elozegi, A. 2013. Effects of Retention Site on Breakdown of Organic Matter in a Mountain Stream. *Freshwater Biology* 58: 1267–1278.
- Fridley, J. D.; Stachowicz, J. J.; Naeem, S.; Sax, D. F.; Seabloom, E. W.; Smith, M. D., *et al.* 2007. The invasion paradox: reconciling pattern and process in species invasions. *Ecology* 88, 3–17
- Gallopín, G.C. 2004. La sostenibilidad ambiental del desarrollo en Argentina: tres futuros. *CEPAL - Serie Medio ambiente y desarrollo*. Editorial Naciones Unidas, Santiago de Chile.
- Gamundi, I.J.; Arambarri, A.M.; Giaiotti, A. 1977. Micoflora de la hojarasca de *Nothofagus dombeyi*. *Darwiniana* 21(1):81-114
- Gao, R.H.; Liu, X.Z.; Lei, L.P. & Li, T.F. 1997. *Dactylella attenuata* sp. nov. and *Dactylaria fusiformis* from Yunnan Province, China. *Mycologia* 89(3):521-523
- García, V.J.; Vilches, C. y Feijoó C. 2015. Procesos bióticos y abióticos que influyen en la retención de fósforo en el sedimento de un arroyo pampeano. VIII Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos, pag. 114
- Gantes, P.; Marano, A.V. & Rigacci, L. 2011. Changes in the decomposition process associated with the invasion of *Gleditsia triacanthos* (honey locust) in pampean streams (Buenos Aires, Argentina). *Journal of Freshwater Ecology*. 16:1-14.

- Gessner, M.O. 1997. Fungal Biomass, Production and Sporulation Associated with Particulate Organic Matter in Streams. *Limnética* 13 (2): 33-44
- Gessner, M. O. & E. Chauvet. 2002. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecological Applications* 12:498–510.
- Gilbert, B. & Lechowicz, M. J. 2005. Invasibility and abiotic gradients: the positive correlation between native and exotic plant diversity. *Ecology* 86: 1848–1855. doi: 10.1890/04-0999
- Giorgi, A.; Feijoo, C. & Tell, G. 2005. Primary producers in a Pampean stream: temporal variation and structuring role. *Biodiversity and Conservation* 14: 1699–1718
- Giorgi, A.; Rosso, J.J. y Zunino, E. 2014a. Efectos de la exclusión de ganado sobre la calidad ambiental de un arroyo pampeano. *Biología Acuática* 30: 133-140
- Giorgi, A.; Vilches, C.; Rodríguez Castro, C.; Debandi, J.; Zunino, E.; Kravetz, S.; Torremorell, A. 2014b. Efecto de la Invasión de Acacia Negra (*Gleditsia triacanthos* L. (Fabaceae)) sobre la temperatura, luz y metabolismo de un arroyo pampeano. *Acta biológica Colombiana* 19:99-106.
- Godeas, A.M. 1985. Hifomicetes (Deuteromycotina) acuáticos de Tierra del Fuego. *Physis sección. B.* 43: 7–9.
- Gómez, N. y Toresani, N.1999. Región 3. Pampas. En Los humedales de la Argentina: Clasificación, situación actual, conservación y legislación. Eds. Canevari, P., D. Blanco, E. Bucher, G. Castro y I. Davison. *Wetlands International*, Buenos Aires. 46: 97-113
- Gonçalves, J.F.; Graça, M.A.S. & Callisto, M. 2006. Litter breakdown dynamics at three streams in temperate, mediterranean and tropical Cerrado climates. *Journal of the American Benthological Society* 25: 344-355.
- Gönczöl, J.; Csontos, P. & Révay, Á. 2003. Catchment scale patterns of aquatic hyphomycetes. The role of physicochemical variables and substrate composition in structuring conidial communities. *Archiv fur Hydrobiologie* 157(2):249-266.
- Gordon, N.D.; Mc Mahon, T.A. & Finlayson, B.L. 1992. *Stream Hydrology*. J. Wiley & Sons, Toronto.

- Graça, M.A.S. 1994. Effects of Water Pollution on Assemblages of Aquatic Fungi. *Limnetica* 10 (2): 41-43.
- Graça, M.A.S.; Bärlocher, F. & Gessner, M.O. (editores). 2005. Methods to study litter decomposition: A practical guide. *Springer*, 329 pp.
- Graça, M.A.S. & Canhoto, C. 2006. Leaf litter processing in low order streams. *Limnética*. 25:1-10
- Graça, M.A.S.; Ferreira, V.; Canhoto, C.; Encalada, A.C.; Guerrero-Bolaño, F.; Wantzen, K.M. & Boyero, L. 2015. A conceptual model of litter breakdown in low order streams. *Interantional Review of Hydrobiology* 100:1 –12
- Graziano, M; Giorgi, A. & Fejoó, C. 2020. Multiple stressors and social-ecological traps in Pampean streams (Argentina): A conceptual model. *Science of The Total Environment* 142785, ISSN 0048-9697 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142785>.
- Groffman, P.M., Law, N.L., Belt, K.T., Band, L.E., Fisher, G.T., 2004. Nitrogen fluxes and retention in urban watershed ecosystems. *Ecosystems* 7 393–403. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0039-x>
- Gulis, V.; Marvanová, L. & Descals, E. 2005. An illustrated key to the common temperate species of aquatic hyphomycetes. En: Graça MAS, Bärlocher F, Gessner MO. (eds.), Methods to study litter decomposition: A practical guide. *Springer*, The Netherlands. pp. 153-167.
- Gulis, V.; Baschien, C. & Marvanová, L. 2012. Two new *Tricladium* species from streams in Alaska. *Mycologia*. 104(6):1510-151.
- Herbst, D.B.; Bogan, M.T.; Roll, S.K. & Safford, H.D. 2012. Effects of livestock exclusion on in-stream habitat and benthic invertebrate assemblages in montane streams. *Freshwater Biology* 57 (1): 204-217.
- Hernandez Restrepo, M.; Groenewald, J.; y Crous, P. 2016. Fungal Systematics and Evolution: FUSE 2. *Sydowia* 68: 193-230.

- Hernández-Restrepo, M.; Gené, J.; Castañeda-Ruiz, R.F.; Mena-Portales, J.; Crous, P.W. & Guarro, J. 2017. Phylogeny of saprobic microfungi from Southern Europe. *Studies in Mycology* 86: 53–97.
- Hill, M.O. 1973. Diversity and evenness: a Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology* 52(4): 577-586.
- Hooda, P., A. Edwards, H. Anderson & A. Miller. 2000. A review of water quality concerns in livestock farming areas. *The Science of the total Environment* 250:143-167
- Hughes, S.J. 1951. Studies on Micro-fungi. III. *Mastigosporium*, *Camposporium*, and *Ceratosporium*. *Mycological Papers* 36:1-43
- Hudson, H. 1980. Fungal Saprophytism. *Studies in Biology* N° 32. Edward Arnold (Publishers) Ltd. pp. 76.
- Instituto Nacional de Estadística y Censos (INDEC). Base de Datos Censos Nacionales de Población, Hogares y Viviendas 2001 y 2010. Buenos Aires, INDEC, 2010. Censo nacional de población, hogares y viviendas 2010: Región Pampeana. www.indec.gov.ar
- Ingold, C.T. 1942. Aquatic Hyphomycetes of decaying alder leaves. *Transaction of the British Mycological Society* 25: 339–417.
- Ingold, C.T. 1956. Stream spora in Nigeria. *Trans Br. Mycol Soc.*, 39 (1): 108-110.
- Ingold, C.T. 1958. Aquatic hyphomycetes. From Uganda and Rhodesia. *Trans. Br. Mycol. Soc.*, 41 (1): 109-114
- Ingold, C.T.; Dann, V. & McDougall, P.J. 1968. *Tripospermum camelopardus* sp. nov. *Transactions of the British Mycological Society*. 51(1):51-56
- Ingold, C.T. 1975. An illustrated guide to aquatic and water-borne hyphomycetes (Fungi imperfecti) with notes on their biology. *Freshwater Biological Association Scientific Publication* N° 30. 98 pp.
- Jankowiak, R.; Bilanski, P.; Paluch, J. y Kolodziej, Z. 2016. Fungi associated with dieback of *Abies alba* seedlings in naturally regenerating forest ecosystems. *Fungal Ecology* 24: 61-69.

Jayasiri, S.C.; Hyde, K.D.; Jones, E.B.G.; McKenzie, E.H.C.; Jeewon, R.; Phillips, A.J.L.; Bhat, D.J.; Wanasinghe, D.N.; Liu, J.K.; Lu, Y.Z.; Kang, J.C.; Xu, J. y Karunarathna, X.C. 2019. Diversity, morphology and molecular phylogeny of Dothideomycetes on decaying wild seed pods and fruits. *Mycosphere* 10 (1): 1-186.

Jecke, F.A. 2015. Caracterización de nuevos aislados de *Drechslera tritici-repentis* y su efecto sobre el comportamiento de cultivares de trigo. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de La Plata. 80 pp.

Johnston, P.R. y Baschien, C. 2020. Tricladiaceae fam. nov. (Helotiales, Leotiomycetes). *Fungal Systematics and Evolution* 6: 233-242. <https://doi.org/10.3114/fuse.2020.06.10>

Kennedy, T. A.; Naeem, S.; Howe, K. M.; & Knops, J. M. 2002. Biodiversity as a barrier to ecological invasion. *Nature* 417: 636–638. doi: 10.1038/nature00776

Kodsueb, R.; Jeewon, R.; Vijaykrishna, D.; McKenzie, E.H.C.; Lumyong, P.; Lumyong, S. y Hyde, K.D. 2006. Systematic revision of Tubeufiaceae based on morphological and molecular data. *Fungal Diversity* 21: 105-130.

Kohout, P.; Sykorova, Z.; Ctvrtlikova, M.; Rydlova, J.; Suda, J.; Vohnik, M. y Sudova, R. 2012. Surprising spectra of root-associated fungi in submerged aquatic plants. *Microbial Ecology* 80 (1): 216-235.

Krauss, G.; K.R. Sridhar; K. Jung; R. Wennrich; J. Ehrman & F. Bärlocher. 2003. Aquatic Hyphomycetes in Polluted Groundwater Habitats of Central Germany. *Microbial Ecology* 45:329–339

Krauss, G.J.; Solé, M.; Krauss, G.; Schlosser, D.; Wesenberg, D. & Bärlocher, F. 2011. Fungi in freshwaters: ecology, physiology and biochemical potential. *FEMS Microbiology Reviews* 35:620-651

Kravetz, S.; Giorgi, A.; González, B. 2015a. Hongos descomponedores de hojarasca en un arroyo de la provincia de Buenos Aires. XXXV Jornadas Argentinas de Botánica. Pag. 227-228

- Kravetz, S.; Giorgi, A.; González, B. 2015b. Hongos presentes en espumas y agua de 3 arroyos con impactos rurales y urbanos de la Provincia de Buenos Aires. VIII Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos. Pág. 100
- Kravetz, S.; González, B.A; Marano, A. Giorgi, A. 2018. The genus *Tetracladium* in Pampean streams (Buenos Aires, Argentina). *Phytotaxa* 338 (3): 276-284
- Kruse, E. y Ainchil, J. 2017. Comportamiento hidrológico en grandes llanuras: caso de estudio del Noroeste de la Provincia de Buenos Aires, Argentina *AUGMDOMUS*. Número Especial II: Aguas 2017, 1-11, ISSN: 1852-2181.
- Kshirsagar, A.D. & Gunale V.R. 2013. Diversity of Aquatic Fungi from Mula River at Pune City. *International journal of Advanced life sciences*. 6: 174-184
- Kuhel, R.O. 2000. Diseño de Experimentos. Principios estadísticos de diseño y análisis de investigación (2da edición), *Thomson-Learning*. Pp. 659.
- Kuthubutheen, A.J. & Nawawi, A. 1988. New Species of *Wiesneriomyces* (Hyphomycetes) From Submerged Decaying Leaves. *Transaction of the British Mycological Society* 90 (4): 619-625.
- Lanson, D.; Schein, L. y Miglioranza, M. 2009. Aportes para la comprensión de la incidencia de los factores climáticos y tecnológicos sobre la deriva de agroquímicos aplicados a cultivos de soja y sus respectivos efectos sobre la población potencialmente expuesta. En: Dámaso Ponvert-Delisle Batista-Compiladora: Julieta Straschnoy. Seminario Internacional “La tecnología satelital de observación de la tierra en la evaluación, monitoreo y manejo de desastres naturales en la agricultura. Retos y perspectivas”, 1a ed., Buenos Aires: Ediciones INTA p. 69-79.
- Lecerf, A. & Chauvet, E. 2008. Diversity and functions of leaf-associated fungi in human-altered streams. *Freshwater Biology* 53 (8): 1658-1672.
- Lee, O.; Goh, T.K. & Hyde, K.D. 1998. *Diplocladiella aquatica*, a new hyphomycete from Brunei. *Fungal diversity* 1: 165-168.
- Letourneau, A.; Seena, S.; Marvanová, L. y Bärlocher, F. 2010. Potential use of barcoding to identify aquatic hyphomycetes. *Fungal Diversity* 40 (1): 51-64.

- Li, W.L.; Luo, Z.L.; Liu, J.K.; Bhat, D.J.; Bao, D.F.; Su, H.Y. y Hyde, K.D. 2017. Lignicolous freshwater fungi from China I : *Aquadictyospora lignicola* gen. et sp. nov. and new record of *Pseudodictyosporium wauense* from northwestern Yunnan Province. *Mycosphere* 8 (10): 1587-1597.
- Lin, C.G.; Hyde, K.D. Lumyong, S. & McKenzie, E. 2017. *Beltrania*-like taxa from Thailand. *Cryptogamie Mycologie* 38 (3): 301-319
- Lombard, L.; van der Merwe, N.A.; Groenewald, J.Z.; Crous, P.W. 2015. Generic concepts in Nectriaceae. *Studies in Mycology*, 80:189-245.
- López, E.; Bocco, G.; Mendoza, M. & Duhau, E. 2001. Predicting land-cover and land-use change in the urban fringe. A case in Morelia city, Mexico. *Landscape and Urban Planning* 55 (4): 271-285.
- Lu, Y.Z.; Liu, J.K.; Hyde, K.D.; Jeewon, R.; Kang, J.C.; Fan, C.; Boonmee, S.; Bhat, D.J.; Luo, Z.L.; Lin, C.G. and Eungwanichayapant, P.D. 2018. A taxonomic reassessment of Tubeufiales based on multi-locus phylogeny and morphology. *Fungal Diversity* 92: 131-344.
- Luchetti, M. C. y Giorgi, A. 2009. ¿Cómo considerar las propiedades ecológicas de los sistemas acuáticos superficiales en la gestión ambiental pública? El caso del partido de Luján, Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ingeniería Sanitaria y Ambiental* 103: 75-78.
- Luna-Fontalvo, J. 2009. Hongos anamórficos acuáticos asociados a la hojarasca en el río Gaira de la costa del caribe colombiano. *Intrópica* 4: 37-43.
- Luo, Z.L.; Hyde, K.D.; Liu, J.K.; Maharachchikumbura, S.N.; Jeewon, R.; Bao, D.J.; Bhat, D.J.; Lin, C.G.; Li, W.L.; Yang, J.; Liu, N.G.; Lu, Y.Z.; Jayawardena, R.S.; Li, J.F. y Su, H.Y. 2019. Freshwater Sordariomycetes. *Fungal Diversity* 99:451–660. <https://doi.org/10.1007/s13225-019-00438-1>
- Magyar, D. 2005. New or Interesting Hyphomycetes from Hungary. *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica* 41 (1–2): 69–77.
- Magyar, D.; Merényi, Z.; Udvardy, O. et al. 2018. *Mycoceros antennatissimus* gen. et sp. nov.: a mitosporic fungus capturing pollen grains. *Mycological Progress* 17: 33–43 <https://doi.org/10.1007/s11557-017-1275-3>

- Mann, K.H. 1988. Production and use of detritus in various freshwater, estuarine and coastal marine ecosystems. *Limnology and Oceanography* 33(4): 910-930.
- Marano, A.V.; Pires-Zottarelli, C.L.A.; Barrera, M.D.; Steciow, M.M. & Gleason, F.H. 2011. Diversity, role in decomposition, and succession of zoosporic fungi and straminipiles on submerged decaying leaves in a woodland stream. *Hydrobiologia* 659: 93–109. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-0006-4>
- Marano, A.; Saparrat, M.C.N.; Steciow, M.M.; Cabello, M.N.; Gleason, M.H.; Pires-Zottarelli, C.L.A.; de Souza, J.I. & Barrera, M.D. 2014. Comparative analysis of leaf-litter decomposition from the native *Pouteria salicifolia* and the exotic invasive *Ligustrum lucidum* in a lowland stream (Buenos Aires, Argentina). *Fundamental Applied Limnology* 183: 297-307.
- Margalef, R. 1983. Limnología. Editorial Omega. Barcelona. España. 1010 pp.
- Martins, T.; Melo, A.S.; Gonçalves J.F. y Hamada, N. 2015. Leaf-litter breakdown in urban streams of Central Amazonia: direct and indirect effects of physical, chemical, and biological factors. *Freshwater Science* 34(2): 716–726.
- Marvanová, L.; Descals, E. 1987. New taxa and new combinations of 'aquatic hyphomycetes'. *Transaction of the British Mycological Society* 89(4): 499-507.
- Marvanová, L. & Suberkropp, K. 1990. *Camptobasidium hydrophyllum* and its Anamorph, *Crucella subtilis*: a new Heterobasidiomycete from streams. *Mycologia* 82(2): 208-217.
- Marvanová, L.; Om-Kalthoum-Khattab, S. & Webster, J. 1993. *Mycofalcella calcarata*, anam. gen. et sp. nov. *Nova Hedwigia* 56(3-4): 401-408
- Marvanová, 2011. Aquatic hyphomycete genera. En: Seifert, K.; Morgan-Jones, G.; Gams, W. & Kendrick, B. 2011. The Genera of Hyphomycetes. CBS_KNAW, Netherlands. 997 pag.
- Matsushima, T. 1975. Icones Microfungorum a Matsushima lectorum. 1-209.

- Matsushima, T. 1980. Saprophytic microfungi from Taiwan, part 1. Hyphomycetes. *Matsushima Mycological Memoirs*. 1:1-82
- Matsushima, T. 1993. *Matsushima Mycological Memoirs* 7. *Matsushima Mycological Memoirs*. 7:1-141
- McNeish, R.E.; Benbow, M.E. & McEwan, R.W. 2012. Riparian forest invasion by a terrestrial shrub (*Lonicera maackii*) impacts aquatic biota and organic matter processing in headwater streams. *Biological Invasions* 14: 1881–1893.
<https://doi.org/10.1007/s10530-012-0199-8>
- Medeiros, A. O.; Pascoal, C. & Graça, M.A.S. 2009. Diversity and activity of aquatic fungi under low oxygen conditions. *Freshwater Biology* 54:142-149
- Meyer, J.L.; Paul, M.J.; Taulbee, W.K. 2005. Stream Ecosystem Function in Urbanizing Landscapes. *Journal of North American Benthological Society* 24: 602–612.
- Middleton, R. 2010 Cattle access affects periphyton community structure in Tennessee farm ponds. Master's Thesis, University of Tennessee. 103pp
- Miserendino, M. L.; Brand, C.; Di Prinzio, C. 2008. Assessing urban impacts on water quality, benthic communities and fish in streams of the Andes Mountains, Patagonia (Argentina). *Water Air and Soil Pollution* 194(1): 91 - 110
- Miura, K. 1972. Notes on filamentous fungi from Japan. *Japanese Journal Of Botany* 47:3.
- Morello, J.; Buzai, G.D.; Baxendale, C.A.; Rodríguez, A.F.; Matteucci, S.D.; Godagnone, R.E. y Casas, R.R. 2000. Urbanization and the consumption of fertile land other ecological changes: the case of Buenos Aires. *Environment and Urbanization*, 12 (2): 119-131.
- Motesharrei, S.; Rivas, J.; Kalnay, E.; Asrar, G.R.; Busalacchi, A.J.; Cahalan, R.F.; Cane, M.A.; Colwell, R.R.; Feng, K.; Franklin, R.S.; Hubacek, K.; Miralles-wilhelm, F.; Miyoshi, T.; Ruth, M.; Sagdeev, R.; Shirmohammadi, A.; Shukla, J. & Srebric, J. 2016. Modeling sustainability: population, inequality, consumption, and bidirectional

coupling of the Earth and Human systems. *National Science Review* 3: 470–494.
<https://doi.org/10.1093/nsr/nww081>

Narváez-Parra, E. X.; Jerez-Jaimes, J. H. & Santos-Flores, C. J. 2016. Hifomicetos ingoldianos del río (Floridablanca). Santander, Colombia. *Biota colombiana* 17 (2): 1-11.

Nawawi, A. 1975. Another hyphomycete with branched conidia. *Transaction of the British Mycological Society* 64(2):243-246

Nikolcheva, L y Bärlocher, F. 2002. Phylogeny of Tetracladium base don 18S r DNA. *Czech Mycology* 53 (4): 285-295.

Nilsson, S. 1962. Second note on Swedish freshwater Hyphomycetes. *Botaniska Notiser* 115:73-86

Nilsson, S. 1964. Freshwater hyphomycetes. Taxonomy, morphology and ecology. *Symbolae Botanicae Upsalienses* 18(2):1-130

Oberwinkler, F.; Kirschner, R.; Arenal, F.; Villarreal, M.; Rubio, V.; Begerow, D. y Bauer, R. 2006. Two new pycnidial members of the Atractiellales: Basidiopycnis hyalina and Proceropycnis pinicola. *Mycologia* 98 (4); 637-649.

Oliveira, M.S.; Malosso, E.; Barbosa, M.A.; Araújo, M.A.G. & Castañeda-Ruiz, R.F. 2015. *Xylomyces acerosisporus* sp. nov. from submerged leaves from Brazil. *Mycotaxon* 130: 875–878

O'Neill, C.; Hawkes, F.R.; Hawkes, D.L.; Lourenco, D.; Pinheiro, H.M. & Delee, W. 1999. Colour in textile effluents – sources measurement, discharge consents and simulations: A review. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 74: 1009-1018.

Pardo Moreno, Y.A. 2020. Diversidad de hifomicetos acuáticos asociados a hojarasca sumergida en el río Acacías, antes y después de la zona urbana del municipio de Acacías, Meta Colombia. Tesis de grado. Universidad de los Llanos. 106 pp.

Pascoal, C. & Cassio, F. 2004. Contribution of fungi and bacteria to leaf decomposition in a polluted river. *Applied Environmental Microbiology* 70: 5266-5273.

Pereira Gomes, P.; Medeiros, O.A.; Gonçalves, J.F. 2016. The replacement of native plants by exotic species may affect the colonization and reproduction of aquatic hyphomycetes. *Limnologica* 59: 124–130

Pereira, A. & Ferreira, V. 2020. Invasion of Native Riparian Forests by *Acacia* Species Affects In-Stream Litter Decomposition and Associated Microbial Decomposers. *Microbial Ecology* <https://doi.org/10.1007/s00248-020-01552-3>

Perini, L.; Andrejasic, K.; Gostincar, C.; Gunde-Cimerman, N. y Zalar, P. 2021. Greenland and Svalbard glaciers host unknown basidiomycetes: the yeast *Camptobasidium arcticum* sp. nov. and the dimorphic *Psychromyces glacialis* gen. and sp. Nov. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology* 71:004655 <https://doi.org/10.1099/ijsem.0.004655>

Pfister, D.H. 1997. Castor, Pollux and life histories of fungi. *Mycologia* 89 (1): 1-23.

Pickett, S.T.A.; Cadenasso, M.L.; Grove, J.M.; Groffman, P.M.; Band, L.E.; Boone, C.G.; Burch, W.R.; Grimmond, C.S.B.; Hom, J.; Jenkins, J.C.; Law, N.L.; Nilon, C.H.; Pouyat, R.V.; Szlavecz, K.; Warren, P.S. & Wilson, M.A., 2008. Beyond Urban Legends: An Emerging Framework of Urban Ecology, as Illustrated by the Baltimore Ecosystem Study. *Bioscience* 58, 139. <https://doi.org/10.1641/B580208>

Pinto, M. y Smits Briedis, G. 2012. Evaluación preliminar de la riqueza de hifomicetos acuáticos en ríos de la vertiente norte de la cordillera de La Costa, estado Aragua-Venezuela. *Intropica* 7: 31 – 36

Prieto, A.R.; Blasi, A.M.; De Francesco, C.G.; Fernández, C. 2004. Environmental history since of the northeastern Pampas, Argentina, from alluvial sequences of the Luján River. *Quaternary Research* 62, 146–161. doi:10.1016/j.yqres.2004.04.006

Prasad, D.; Rajanaika; Hoskeri, J.; Krishna, V. 2009. Diversity of Aquatic Fungi in Relation to Environmental Conditions in Tunga River (South India). *Researcher* 1:54-62

Prihatini, R.; Boonyuen, N. y Sivichai, S. 2008. Phylogenetic Evidence that Two Submerged-Habitat Fungal Species, *Speirospis pedatospora* and *Xylomyces chlamydosporus*, Belong to the Order Jahnulales Insertae Sedis Dothideomycetes *Microbiology Indonesia* 2 (3): 136-140.

Pyetriczuk, A.; Cudowsky, A.; Hauschild, T.; Swislocka, M.; Wiecko, A y Karpowicz, M. 2018. Abundance and Species Diversity of Fungi in Rivers with Various Contaminations. *Current Microbiology*. 75:630-638

Qiao, M.; Li, J.Y.; Baral, H.O.; Zhang, Y.; Qian, W.Y.; Su, H.Y. y Yu, Z.F. 2015. *Orbilia yuanensis* sp. nov. and its anamorph. *Mycological Progress* 14 (2): 1.

Quaedvlieg, W.; Binder, M.; Groenewald, J.Z.; Summerell, B.A.; Carnegie, A.J.; Burgess, T.I. y Crous, P.W. 2014. Introducing the Consolidated Species Concept to resolve species in the Teratosphaeriaceae. *Persoonia* 33: 1-40.

Raja, H.; Schoch, C.L.; Hustad, V.; Shearer, C. y Miller, A. 2011. Testing the phylogenetic utility of MCM7 in the Ascomycota. *MycoKeys* 1: 63–94.

Reboratti, C. 2010. Un mar de soja: la nueva agricultura en Argentina y sus consecuencias. *Revista de Geografía Norte Grande* 45: 63-76

Redhead, S. A. & White, G.P. 1985. *Mycopappus*, a new genus of leaf pathogens, and two parasitic *Anguillospora* species. *Canadian Journal of Botany* 63: 1429-1435

Revay, A.; Gonczol, J.; Merenyi, Z. y Bratek, Z. 2014. Re-examination of *Vargamyces aquaticus*, a dematiaceous hyphomycete species. *Sydowia* 66 (1): 69-78.

Richardson, D.M.; Pyšek, P.; Rejmánek, M.; Barbour, M.G.; Panetta, F.D.; West, C.J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity & Distributions* 6, 93–107. doi:10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x

Richardson, D.M.; Holmes, P.A.; Esler, K.J.; Galatowitsch, S.M.; Stromberg, J.C.; Kirkman, S.P.; Pysek, P.; Hobbs, R.J. 2007. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity & Distributions* 13:126–139

- Rocca, R.J.; Redolfi, E.R. y Terzariol, R.E. 2006. Características Geotécnicas de los Loess de Argentina. *Rev. Int. de Desastres Naturales, Accidentes e Infraestructura Civil*. 6 (2): 149-166.
- Rodrigues, A.P.L. & Graça, M.A.S. 1997. Enzymatic analysis of leaf decomposition in freshwater by selected aquatic hyphomycetes and terrestrial fungi. *Sydowia* 49: 160-173.
- Rodrigues Capítulo, A.; Gómez, N.; Giorgi, A. y Feijoó, C. 2010. Global changes in pampean lowland streams (Argentina): implications for biodiversity and functioning. *Hydrobiologia* 657: 53-70.
- Roldán, A.; Descals, E. & Honrubia, M. 1987. Hifomicetos acuáticos en las cuencas altas de los ríos Segura y Guadalquivir. *Anales de Biología. Universidad de Murcia (Biología Vegetal)* 3:3-13
- Roldán, A.; Descals, E. & Honrubia, M. 1989. Pure culture studies on *Tetracladium*. *Mycological Research* 93: 452–465.
- Roldán, A.; Honrubia, M. 1989. A new *Trichocladium* isolated from submerged wood test blocks in a freshwater stream. *Mycotaxon* 35(2): 353-356
[https://doi.org/10.1016/S0953-7562\(89\)80039-5](https://doi.org/10.1016/S0953-7562(89)80039-5)
- Romaní, A. M. y Sabater, S. 1999. Effect of primary producers on the heterotrophic metabolism of a stream biofilm. *Freshwater Biology* 41: 729-736.
- Romaní, A. M. 2001. Biofilms fluvials. Metabolisme heterotrofic I autotrofic en rius mediterranis (Arxius de les seccions de ciencies: 129). *Biología. Premi Institut de Estudis Catalans d' Ecologia* 254pp
- Romaní, A.M.; Fischer, H.; Mille-Lindblom, C. & Tranvik, L. 2006. Interactions of bacteria and fungi on decomposing litter: Differential extracellular enzyme activities. *Ecology* 87: 2559-2569.
- Romaní MA, Artigas J, Camacho A, Graça MA, Pascoal C. 2009. La biota de los ríos: los microorganismos heterotróficos. En: Elosegi A, Sabater, (eds.). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Bilbao: *Rubés editores* pag. 206-210.

- Rosenfeld, J. 2002. Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos* 98 (1): 156-162.
- Rott, U., Minke, R., 1999. Overview of wastewater treatment and recycling in the textile processing industry. *Water Science and Technology* 40, 137-144. DOI: 10.1016/S0273-1223(99)00381-9.
- Roy, A.H., Purcell, A.H., Walsh, C.J., Wenger, S.J., 2009. Urbanization and stream ecology: five years later. *Journal of North American Benthological Society* 28: 908–910. <https://doi.org/10.1899/08-185.1>
- Ruggiero MA, Gordon DP, Orrell TM, Bailly N, Bourgoin T, et al. (2015) Correction: A Higher Level Classification of All Living Organisms. *PLOS ONE* 10(6): e0130114. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0130114>
- Sánchez, R. y Bianchinotti, M.V. 2015. Nuevos Registros de Dothideomycetes (Ascomycota) no Liquenizantes de los Bosques Andino Patagónicos de Argentina. *Darwiniana* 3: 216-22
- Santos-Flores C, Betancourt-Lopez. 1997. Aquatic and wáter-bone Hyphomycetes (Deuteromycotina) in streams of Puerto Rico (including records from other Neotropical locations). *Caribbean Journal of Science Special Publication* 2: 1-116.
- Sati, S.C.; Pargaein, N. & Belwal, M. 2009. Diversity of Aquatic Hyphomycetes as Root Endophytes on Pteridophytic Plants in Kumaun Himalaya. *Journal of American Science* 5(4):179-182.
- Schoenlein-Crusius, I.H.; Pires-Zottarelli, C.L.A.; Milanez, A.I. 1990. Sucessão fúngica em folhas de *Quercus robur* L. (carvalho) submersas em um lago situado no município de Itapeccerica da Serra, SP. *Revista Brasileira de Microbiologia* 21: 61-67.
- Schoenlein-Crusius, I.H. & Piccolo Grandi, R.A. 2003. The diversity of aquatic Hyphomycetes in South America. *Brazilian Journal of Microbiology* 34: 183-193.
- Schoenlein-Crusius, I.H.; Diniz, B.F.; Costa, R.T.D.; Sabino, A.P.; Moro, L.B.; Boro, M.; Ishida, C.M.; Jesus, A.L.; Pires-Zottarelli, C.L. 2016. Diversity of conidial fungi

and some abiotic variables of the water after the reopening of the Pirarungaua stream in the Jardim Botânico, São Paulo, São Paulo State, Brazil. *Hoehnea* 43: 57–75.

Seena, S.; Pascoal, C.; Marvanová, L. y Cassio, F. 2010. DNA barcoding of fungi: a case study using ITS sequences for identifying aquatic hyphomycete species. *Fungal Diversity* 44:77–87.

Seena, S.; Duarte, S.; Pascoal, C. y Cassio, F. 2012. Intraspecific Variation of the Aquatic Fungus *Articulospora tetracladia*: An Ubiquitous Perspective. *PLOS ONE* 7(4): e35884. <https://doi:10.1371/journal.pone.0035884>.

Sekely, A.C.; Mulla, D.J. y Bauer, D.W. 2002. Streambank slumping and its contribution to the phosphorus and suspended sediment loads of the Blue Earth River, Minnesota. *Journal of Soil Water Conservation* 57 (5): 243-250.

Shearer, C.A.; Descals, E.; Kohlmeyer, B.; Kohlmeyer, J.; Marvanova, L.; Padgett, D.; Porter, D.; Raja, H.A.; Schmit, J.P.; Thorton H.A. & Voglymayr, H. 2007. Fungal biodiversity in aquatic habitats. *Biodiversity & Conservation* 16:49–67

Shenoy, B.D.; Jeewon, R.; Wu, W.P.; Bhat, D.J. y Hyde, K.D. 2006. Ribosomal and RPB2 DNA sequence analyses suggest that *Sporidesmium* and morphologically similar genera are polyphyletic. *Mycological Research* 110: 916-928.

Skaltsas, D.N.; Badotti, F.; Vaz, A.B.M.; Silva, F.F.D.; Gazis, R.; Wurdack, K.; Castlebury, L.; Goes-Neto, A. y Chaverri, P. 2019. Exploration of stem endophytic communities revealed developmental stage as one of the drivers of fungal endophytic community assemblages in two Amazonian hardwood genera. *Scientific Reports* 9 (1): 12685.

Smits G, Fernández R, Cressa C. 2007. Preliminary study of aquatic hyphomycetes from Venezuelan streams. *Acta Botánica Venezuelica* 30(2): 345- 355.

Solé M, Fetzer I, Wennrich, R, Sridhar K, Harms H, Krauss G. 2008. Aquatic hyphomycete communities as potential bioindicators for assessing antropogenic stress. *Science of the Total Environment* 389: 557-565.

Souza, L.; Bunn, W. A.; Simberloff, D.; Lawton, R. M. & Sanders, N. J. 2011. Biotic and abiotic influences on native and exotic richness relationship across spatial scales: favourable environments for native species are highly invasible. *Functional Ecology* 25: 1106–1112. doi: 10.1111/j.1365-2435.2011.01857.x

Spegazzini, C. 1912. Mycetes Argentinenses. *Anales del Museo de Historia Natural de Buenos Aires* 6: 1-146.

Sridhar, K.R. 2009. Aquatic fungi – Are they planktonic? Pratiksha Publications, Jaipur, India, 2009, 133-148

Steciow, M.M. 1998. Variacion estacional de los Oomycetes en un ambiente contaminado: río Santiago y afluentes (Bs. As., Argentina). *Rev. Iberoam. Micología* 15: 40–43

Steciow, M.; Elíades, L.A.; Arambarri, A.M. 2001. Nuevas citas de Blastocladiales (Chytridiomycota) en ambientes contaminados de Ensenada (Buenos Aires, Argentina). *Darwiniana*. 39: 231-237.

Steciow, M.M. & Elíades. L.A. 2002. A new species of Saprolegnia (Saprolegniales, Straminipila), from a polluted Argentine channel. *New Zealand Journal of Botany* 40:679–685.

Steinman, A. y McIntire, D. 1986. Effects of current velocity and light energy on the structure of periphyton assemblages in laboratory streams. *Journal of Phycology* 22: 352-361

Stohlgren, T. J.; Jarnevich, C.; Chong, G. W.; & Evangelista, P. H. 2006. Scale and plant invasions: a theory of biotic acceptance. *Preslia* 78, 405–426.

Strickland, L. D. & F. R. Parsons 1972. A practical handbook of seawater analysis. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 167, 310 pp.

Su, H.Y.; Hyde, K.D.; Maharachchikumbura, S.S.N.; Ariyawansa, H.A.; Luo, Z.L.; Promputtha, I.; Tian, Q.; Lin, C.G.; Shang, Q.J.; Zhao, Y.C.; Chai, H.M.; Liu, X.Y.; Bahkali, A.H.; Bhat, J.D.; McKenzie, E.H.C. & Zhou, D.Q. 2016. The families Distoseptisporaceae fam. nov., Kirschsteinioteliaceae, Sporormiaceae and Torulaceae,

with new species from freshwater in Yunnan Province, China. *Fungal diversity* 80:375-409

Suárez Tamayo, S. y Molina Esquivel, E. 2014. El desarrollo industrial y su impacto en el medio ambiente Industrial. *Revista Cubana de Higiene y Epidemiología* 52 (3):357-363.

Suetrong, S.; Rungjindamai, N.; Sommai, S.; Rung-Areerate, P.; Somrithipol, S. y Gareth Jones, E.B. 2014. Wiesneriomyces a new lineage of Dothideomycetes (Ascomycota) basal to Tubeufiales. *Phytotaxa* 176 (1): 283-297.

Sutton, B.C 1975. Hyphomycetes on Cupules of *Castanea sativa*. *Transaction of the British Mycological Society* 64 (3), 405-426

Suzuki, Y.; Ojika, M.; Sakagami, Y.; Kaida, K.; Fudou, R. y Kameyama, T. 2001. New Cyclic Depsipeptide Antibiotics, Clavariopsins A and B, Produced by an Aquatic Hyphomycetes, Clavariopsis aquatica. *The Journal of Antibiotics* 54 (1): 22-28.

Tagliaferro, M.; Giorgi, A.; Torremorell, A.; Albariño, R. 2019. Urbanisation reduces litter breakdown rates and affects benthic invertebrate structure in Pampean streams. *International Review of Hydrobiology* 105: 33 – 43

Tanaka, K.; Hirayama, K.; Yonezawa, H.; Hatakeyama, S.; Harada, Y.; Sano, T.; Shirouzu, T. y Hosoya, T. 2009. Molecular taxonomy of bambusicolous fungi: TetraPLOSphaeriaceae, a new pleosporalean family with Tetraploa-like anamorphs. *Studies in Mycology* 64: 175-209.

Tang, J.; Wang, L. & Yao, Z. 2008. Analyses of urban landscape dynamics using multi-temporal satellite images: A comparison of two petroleum-oriented cities. *Landscape and Urban Planning* 87 (4): 269-278

Tarda, S.; Saparrat, M. & Gómez, N. 2019. Assamblage of dematiaceous and Ingoldian fungi asociated with leaf litter descomposing *Typha latifolia* L. (Typhaceae) in reiverine wetlands of the pampean plain (Argentina) exposed to different water quality. *Journal of Environmental Management* 250:109409

Thiers, B. 2020 [continuously updated] Index Herbariorum: a global directory of public herbaria and associated staff. New York Botanical Garden's Virtual Herbarium. Available from: <http://sweetgum.nybg.org/science/ih/> (accessed 1 February 2018)

Tiegs, S.D.; Peter, F.D.; Robinson, C.T.; Uehlinger, U. & Gessner, M.O. 2008. Leaf decomposition and invertebrate colonization responses to manipulated litter quantity in streams. *Journal of North American Benthological Society* 27:321–331

Tolkkinen M, Mykrä H, Annala M, Markkola A, Vuori K, Muotka T. 2015. Multi-stressor impacts on fungal diversity and ecosystem functions in streams: natural vs. anthropogenic stress. *Ecology* 96: 672-683.

Toro, M.; Robles, S.; Tejero, I.; Prat, N.; Solá, C.; Beltrán, D. 2009. 32 Aguas continentales corrientes. Ecosistemas lóticos. En: VV.AA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Madrid: Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. p. 63-68.

Trimble, S. & A. Mendel. 1995. The cow as a geomorphic agent: A critical review. *Geomorphology* 13, 233-253.

Troitiño, E.; Costa, M.C.; Ferrari, L. y Giorgi, A. 2010. La conservación de las zonas ribereñas de arroyos pampeanos. I Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras, Azul, Buenos Aires, Argentina. Pag. 1256-1263. Tsui, C.K. y Berbee, M.L. 2006. Phylogenetic relationships and convergence of helicosporous fungi inferred from ribosomal DNA sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 39 (3): 587-597.

Tsui, C.K.; Sivichai, S. y Berbee, M.L. 2006. Molecular systematics of *Helicoma*, *Helicomycetes* and *Helicosporium* and their teleomorphs inferred from rDNA sequences. *Mycologia* 98 (1): 94-104.

Velázquez, G.A.; Tisnés, A. y Gómez, N.J. 2014. Región pampeana: Geografía y bienestar según subregiones. *Geograficando* 10 (2). ISSN 2346-898X.

Vélez, Zambrano, S.M. 2016. Taxonomía de hongos asociados a plantas do Cerrado do Mato Grosso e Distrito Federal. Tesis de Maestría. Universidade de Brasília. 155pp.

Vidon, P.; Campbell, M.A. y Gray, M. 2008. Unrestricted cattle access to streams and water quality in till landscape of the Midwest. *Agricultural Water Management* 95: 322-330.

Viglizzo, E., F. Frank, L. Carreño, E. Jobbagy, H. Pereyra, J. Clatt, D. Pincén y MF. Ricard. 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology* 17: 959-973

Vila, M.; Espinar, J.L.; Hejda, M.; Hulme, P.E.; Jaros, V.; Maron, J.L.; Perg, J.; Schaffner, U.; Sun, Y. & Pysek, P. 2011. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters* 14:702–708. doi: 10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x

Vilches, C. y Giorgi, A. 2010. Metabolism in macrophyte-rich stream exposed to flooding. *Hydrobiologia* 654: 57 – 67

Vilches, C. 2012. Efectos de la contaminación difusa sobre el perifiton de arroyos. Tesis de Doctorado, Universidad Nacional de La Plata, 184pp.

Vilches, C.; Torrenorell, A.; Debandi, J.; Rodríguez Castro, M:C.; Rigacci, L.; Zunino, E.; Kravetz, S.; Giorgi, A. 2014. Efecto de la invasión de Acacia Negra (*Gleditsia triacanthos* L.) en arroyos pampeanos. *Biología acuática* 30:241-248.

Vollmer, D.; Shaad, K.; Souter, N.J.; Farrell, T.; Dudgeon, D.; Sullivan, C.A.; Fauconnier, I.; Macdonald, G.M.; McCartney, M.P.; Power, A.G.; McNally, A.; Andelman, S.J.; Capon, T.; Devineni, N.; Apirumanekul, C.; Nam, C.; Shaw, M.R.; Yu, R.; Lai, C.; Wang, Z. & Regan, H.M. 2018. Integrating the social, hydrological and ecological dimensions of freshwater health: The freshwater health index. *Science of the Total Environment* 627, 304–313. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.040>

Vu, D.; Groenewald, M.; de Vries, M.; Gehrman, T.; Stielow, B.; Eberhardt, U.; Al-Hatmi, A.; Groenewald, J.Z.; Cardinali, G.; Houbraken, J.; Boekhout, T.; Crous, P.W.; Robert, V. y Verkley, G.J.M. 2019. Large-scale generation and analysis of filamentous

fungal DNA barcodes boosts coverage for kingdom fungi and reveals thresholds for fungal species and higher taxon delimitation. *Studies in Mycology* 92: 135–154.

Walsh, Ch.; Roy, A.; Feminella, J.; Cottingham, P. 2005. The Urban Stream Syndrome: Current Knowledge and the Search For A Cure. *Journal of the North American Benthological Society* 24(3):706-723

Weber, C. y Puissant, A. 2003. Urbanization pressure and modeling of urban growth: example of the Tunis Metropolitan Area. *Remote Sensing of Environment* 86: 341-352.

Webster, J. & Weber, R. 2007. Introduction to Fungi. Third Edition. *Cambridge University Press*. 841 pp.

Wesenberg, D.; Kyriakides, I. & Agathos S.N. 2003. White-rot fungi and their enzymes for the treatment of industrial dye effluents. *Biotechnology Advances* 22: 161–187.

Withers, P & H. Jarvie 2008. Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review. *Science of the total environment*. 400: 379-395

Woudenberg, J.H.C.; Seid, M.F.; Groenewald, J.Z.; de Vries, M.; Stielow, J.B.; Thomma, B.P.H.J.; y Crous, P.W. 2015. Alternaria section Alternaria: Species, formae speciales or pathotypes? *Studies in Mycology* 82: 1–21.

Wurzbacher, C.; Kerr, J. & Grossart, H.P. 2011. Aquatic Fungi. The Dynamical Processes of Biodiversity - Case Studies of Evolution and Spatial Distribution, Oscar Grillo (Ed.). Disponible en: <http://www.intechopen.com/books/the-dynamical-processes-of-biodiversitycase-studies-of-evolution-and-spatial-distribution/aquatic-fungi> (05/12/2014).

Wurzbacher, C. & Grossart, H.P. 2012. Improved detection and identification of aquatic fungi and chitin in aquatic environments. *Mycologia* 104:1267–1271.

Yang, Y., Cao, JX., Pei, GF. *et al.* 2015. Using benthic diatom assemblages to assess human impacts on streams across a rural to urban gradient. *Environmental Science and Pollution Research* 22: 18093–18106. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5026-1>

Yu, H.; Wang, L.; Liu, C. & Fan, S. 2018. Coverage of Native Plants Is Key Factor Influencing the Invasibility of Freshwater Ecosystems by Exotic Plants in China. *Frontiers Of Plant Science* 9:250. doi: 10.3389/fpls.2018.00250

Zhang, M. y Zhang, T.Y. 2007. Taxonomic studies of *Curvularia* from China III. Two new species on Poaceae. *Oncogene* 99: 143-146.

Zhang, G. y Berbee, M.L. 2001. Pyrenophora phylogenetics inferred from ITS and glyceraldehyde-3-phosphate dehydrogenase gene sequences. *Mycologia* 93 (6): 1048-1063.

Zhu, D.; Luo, Z.L.; Baht, D.J.; McKenzie, E.C.; Bahkali, A.H.; Zhou, D.Q.; Su, H.Y. & Hyde, K.D. 2016. *Helminthosporium velutinum* and *H. aquaticum* sp. nov. from aquatic habitats in Yunnan Province, China. *Phytotaxa* 253 (3): 179–190

- Páginas Web:

<https://www.gbif.org/es/> (Gbif, 2021)

<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/genbank/> (GenBank, 2021)

<https://www.mycobank.org/> (Mycobank, 2021)

Anexo 1. Vvariables ambientales en los arroyos con y sin impacto ganadero (ítem 4.3.1). PST: peso seco del material particulado en suspensión; PSO: peso seco orgánico; PSI peso seco inorgánico. 1 a 16: tramos de los arroyos: 1-La Choza; 2- Nutrias; 3- De la Cruz; 4- Languyú; 5- Nieves; 6- Tiempo Perdido; 7- Laprida; 8- Durazno Chico I; 9- Durazno Chico NI; 10- Morales; 11- Durazno; 12- Los Sauces; 13- Vagues; 14- Botija; 15- De los Sauces; 16- Helves.

PARÁMETRO	TRAMOS IMPACTADOS								TRAMOS NO IMPACTADOS							
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Prof. 1/2 (m)	0,3	0,44	0,27	0,3	0,24	0,14	0,47	0,27	0,16	0,42	0,65	0,23	0,45	0,59	0,05	0,22
Ancho 1/2 (m)	5,3	3,73	3,77	4,3	3,1	4	5,8	2,3	2	5,4	2,85	2	1,8	4,4	6,4	2,9
Vel. (m/s)	0	0,02	0,02	0	0,41	0,31	0	0,35	0,22	0,03	0,05	0,06	0,11	0,14	0,21	0,44
Caudal (m3/s)	0	0,03	0,03	0	0,30	0,17	0	0,22	0,07	0,07	0,1	0,03	0,09	0,37	0,06	0,28
pH	7,67	7,68	6,8	7,38	8,2	8,28	8,49	7,75	7,53	7,61	8,17	7,7	7,66	7,89	7,68	8,1
OD (mg/l)	9,7	9,58	6,18	6,69	10,8	10,2	11,6	9,27	11,1	8,82	9,14	10,8	8,8	10,7	10,4	9,77
Sat. OD (%)	87,7	84,6	60,7	55,1	95,7	99,3	111	96,9	114	91,8	94,6	115	89,5	103	103	95,7
Cond. (µS/cm)	827	896	561	717	1183	864	503	834	1289	682	907	899	802	1890	1466	862
Temp. °C	10,2	10,5	14,1	14,8	9,8	12,8	12,6	16,9	16	16	17	17,9	15,7	12,9	13,4	15,3
PO4-3 (ug/l)	131	97,3	88,7	106	210	131	71,4	67,5	127	88,1	72,9	74,9	291	301	276	510
NH4+ (µg/l)	474	5,03	0	50,4	36,5	60,4	3,05	4,54	3,08	0,00	0	48,3	44,7	45,5	681	52,9
NO3- (µg/l)	188	2,99	1,43	10,5	126	97,2	75,5	197	1608	16,9	75,8	458	318	172	50,2	368
NO2- (µg/l)	3,78	2,99	1,43	19,4	49,2	73,5	17,1	32,6	66,4	16,9	62,3	67,1	40,9	26,4	215	50,4
Ác. Húm.	0,33	0,30	0,45	0,29	0,07	0,02	0,29	0,00	0,07	0,21	0,30	0,01	0,05	0,00	0,03	0,01
PST (mg/l)	172	36,4	161	61,3	20,3	25,1	17,4	13,1	143	74	84,9	84,3	18,8	19,2	38,9	15,5
PSO (mg/l)	30,7	8,98	23,5	17,3	5,91	7,43	7,12	4,03	29	14,2	16,4	14,7	5,33	5,36	4,78	8,07
PSI (mg/l)	141	27,5	137	44,0	14,5	17,7	10,3	9,12	114	59,8	68,5	69,6	13,5	13,8	34,1	7,45

Anexo 2. Coeficientes de correlación del análisis de escalamiento óptimo, entre las variables ambientales y las especies más frecuentes en el plancton de arroyos con impactos por ganadería extensiva y no impactados (ítem 4.3.2.1).

VARIABLE	Dimensión	
	1	2
OD	0,184	0,464
SatOD	0,482	0,234
Fosfatos	0,363	0,283
Nitratos	0,543	-0,191
Nitritos	0,593	0,463
Húmicos	-0,529	0,140
PSO	-0,078	0,040
PSI	0,054	0,271
<i>Alatospora acuminata</i>	0,685	0,253
<i>Amniculicola longissima</i>	0,647	-0,262
<i>Anguillospora pseudolongissima</i>	0,441	-0,509
<i>Camposporium pelucidum</i>	0,547	-0,248
<i>Flagellospora penicillioides</i>	0,503	0,110
<i>Mycocentrospora acerina</i>	0,093	0,348
<i>Nakataea sigmoidea</i>	0,249	-0,018
<i>Sigmoidea prolifera</i>	0,345	0,118
<i>Tetracladium breve</i>	0,780	-0,165
<i>Tetracladium marchalianum</i>	0,618	-0,221
<i>Tetracladium setigerum</i>	0,941	-0,007
<i>Trichocladium angelicum</i>	0,246	0,326
P/A gan	-0,941	0,007

Anexo 3. Hifomicetes descomponedores en hojas de álamo, en el experimento de esporulación del arroyo Durazno Chico (ítem 4.3.4.2).

ESPECIE / TIEMPO (DÍAS)	TRAMOS NO IMPACTADOS									TRAMOS IMPACTADOS								
	19	19	19	42	42	42	80	80	80	19	19	19	42	42	42	80	80	80
<i>Alternaria</i> sp.	0	6	3	4	1	1	0	0	1	0	0	7	0	0	1	0	0	0
<i>A. longissima</i>	0	0	0	1	22	171	143	20	184	0	0	0	8	2	0	4	2	8
<i>A. rosea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Curvularia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. submersa</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Drechslera</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>L. aquatica</i>	0	0	0	0	0	57	66	2	58	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>M. acerina</i>	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mycocentrospora</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>N. aquatica</i>	0	0	0	5	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>S. prolifera</i>	0	0	2	1	1	0	0	0	13	1	0	0	2	3	1	0	1	1
<i>T. breve</i>	0	0	1	0	16	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. marchalianum</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. aristata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. angelicum</i>	0	12	1	0	0	0	0	0	0	4	6	4	0	0	0	0	0	0

Anexo 4. Hifomicetes descomponedores en hojas de acacia negra, en el experimento de esporulación del arroyo Durazno Chico (ítem 4.3.4.2).

ESPECIE / TIEMPO (DÍAS)	TRAMOS NO IMPACTADOS									TRAMOS IMPACTADOS								
	19	19	19	42	42	42	80	80	80	19	19	19	42	42	42	80	80	80
<i>Alternaria</i> sp.	10	0	16	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. longissima</i>	0	0	0	83	0	86	313	78	148	0	0	0	0	0	0	0	22	7
<i>A. pseudolongissima</i>	0	0	0	5	10	43	0	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Curvularia</i> sp.	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>F. curvula</i>	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>L. aquatica</i>	0	0	0	0	8	0	8	7	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>M. acerina</i>	0	0	0	0	0	0	12	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. sp.</i>	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>N. aquatica</i>	0	3	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. prolifera</i>	0	1	2	23	174	84	39	6	18	11	3	0	58	38	75	2	2	15
<i>T. breve</i>	0	0	0	4	7	0	4	11	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>T. aristata</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. angelicum</i>	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. castaneicola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3	0	3	0	0	0

Anexo 5. Hifomicetes descomponedores en hojas de cebadilla criolla, en el experimento de esporulación del arroyo Durazno Chico (ítem 4.3.4.2).

ESPECIE / TIEMPO (DÍAS)	TRAMOS NO IMPACTADOS									TRAMOS IMPACTADOS								
	19	19	19	42	42	42	80	80	80	19	19	19	42	42	42	80	80	80
<i>Alternaria</i> sp.	3	17	3	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	6	4	1	0
<i>A. longissima</i>	0	0	0	1	0	0	0	8	3	0	0	0	5	0	0	0	0	35
<i>D. submersa</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>L. aquatica</i>	0	0	0	16	14	8	15	7	31	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>M. sp.</i>	5	5	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. prolifera</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	4	7	0	0	0	0	0	0
<i>T. breve</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>T. aristata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. angelicum</i>	0	1	0	0	0	0	0	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Anexo 6. Coeficientes de correlación del análisis de escalamiento óptimo, entre las variables ambientales y las especies más frecuentes en el plancton de arroyos con impactos urbanos y no impactados (ítem 5.3.2.1).

VARIABLE	Dimensión	
	1	2
OD	-0,800	-0,024
SatOD	-0,786	-0,239
Fosfatos	0,878	0,226
Amonio	0,937	0,094
Nitratos	0,932	-0,175
Nitritos	-0,531	0,597
Húmicos	-0,079	0,859
pH	0,173	-0,551
ConduScm	-0,173	-0,196
PSO	0,390	-0,091
<i>Amniculicola longissima</i>	-0,587	0,668
<i>Anguillospora pseudolongissima</i>	-0,480	-0,501
<i>Aquanectria penicillioides</i>	-0,223	0,307
<i>Camposporium pellucidum</i>	-0,919	-0,278
<i>Lemonniera aquatica</i>	-0,345	0,812
<i>Mycocentrospora acerina</i>	-0,433	0,568
<i>Nakataea sigmoidea</i>	-0,680	-0,269
<i>Sigmoidea prolifera</i>	-0,919	-0,278
<i>Tetraploa aristata</i>	-0,680	-0,269
<i>Vargamyces aquaticus</i>	0,021	0,900

Anexo 7. Hifomicetes descomponedores en hojas de álamo, en el experimento de esporulación del arroyo Giles (ítem 5.3.4.2).

ESPECIE / TIEMPO (DÍAS)	TRAMOS NO IMPACTADOS														TRAMOS IMPACTADOS															
	5	5	5	11	11	11	16	16	16	30	30	30	60	60	60	5	5	5	11	11	11	16	16	16	30	30	30	60	60	60
<i>Alatospora acuminata</i>	0	0	0	0	0	0	0	15	0	3	11	2	3	0	9	3	2	0	0	0	0	0	8	0	11	2	7	0	1	7
<i>Alternaria</i> sp.	73	91	64	92	74	46	98	11	41	6	8	17	0	1	3	1	0	2	3	0	4	0	1	0	4	0	1	6	1	1
<i>A. pseudolongissima</i>	0	0	0	1	0	29	0	11	14	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0
<i>Curvularia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dactylella attenuata</i>	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dactylella submersa</i>	0	1	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diploclediella scalaroides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0
<i>Drechslera</i> sp.	0	0	1	3	0	3	0	0	3	1	3	2	0	1	0	0	0	0	4	0	0	9	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Flagellospora penicillioides</i>	0	0	7	7	20	29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	16	0	0	0	4	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Helminthosporium</i> sp.	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nakataea sigmoidea</i>	1	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Neotorula aquatica</i>	0	1	1	0	0	3	3	0	0	0	0	0	1	0	0	31	30	44	98	59	17	19	19	16	0	0	0	0	0	0
<i>Nigrospora</i> sp.	0	0	0	2	0	13	16	5	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0
<i>Tetracladium marchalianum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetraploa aristata</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0

Anexo 8. Hifomicetes descomponedores en hojas de álamo, en el experimento de esporulación del arroyo Gutiérrez (ítem 5.3.4.2).

ESPECIE / TIEMPO (DÍAS)	TRAMOS NO IMPACTADOS									TRAMOS IMPACTADOS								
	15	15	15	42	42	42	78	78	78	15	15	15	42	42	42	78	78	78
<i>Alternaria</i> sp.	15	146	22	1	88	27	0	0	0	25	38	16	0	28	99	0	3	0
<i>Amniculicola longissima</i>	1	0	0	16	4	0	52	3	87	0	0	0	6	1	0	16	15	31
<i>Anguillospora pseudolongissima</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	7	5	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camposporium pelucidum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0
<i>Crucella subtilis</i>	5	0	1	4	7	6	2	10	11	0	0	0	2	8	0	0	3	2
<i>Drechslera</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nakataea sigmoidea</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nigrospora</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trichocladium angelicum</i>	0	0	0	2	1	1	0	0	0	2	0	0	3	0	0	0	0	0

Anexo 9. Hifomicetes descomponedores en hojas de acacia negra, en el experimento de esporulación del arroyo Gutiérrez (ítem 5.3.4.2).

ESPECIE / TIEMPO (DÍAS)	TRAMOS NO IMPACTADOS									TRAMOS IMPACTADOS								
	15	15	15	42	42	42	78	78	78	15	15	15	42	42	42	78	78	78
<i>Alternaria</i> sp.	15	0	15	0	1	0	0	0	0	4	15	33	3	3	3	2	3	9
<i>Amniculicola longissima</i>	0	0	0	0	3	0	63	1	4	0	0	0	6	0	0	15	2	0
<i>Anguillospora crassa</i>	0	0	0	0	0	12	8	2	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anguillopora filiformis</i>	32	19	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anguillospora pseudolongissima</i>	1	14	1	94	8	39	0	10	63	3	0	0	6	17	10	0	0	0
<i>Camposporium pelucidum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Curvularia</i> sp.	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crucella subtilis</i>	1	4	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	1	0	2	2	0	1
<i>Flagellospora curvula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19	0	4	0	0	0	0	0	0
<i>Mycocentrospora acerina</i>	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nakataea sigmoidea</i>	9	0	5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Neotorula aquatica</i>	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	6	0	0	1	0	0	0
<i>Sigmoidea prolifera</i>	0	0	0	61	2	8	9	1	7	4	7	0	10	0	0	2	0	8
<i>Tetraploa aristata</i>	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trichocladium angelicum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	4	5
<i>Vargamyces aquaticus</i>	0	0	3	2	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	1

Anexo 10. Hifomicetes descomponedores en hojas de cebadilla criolla, en el experimento de esporulación del arroyo Gutiérrez (ítem 5.3.4.2).

ESPECIE / TIEMPO (DÍAS)	TRAMOS NO IMPACTADOS									TRAMOS IMPACTADOS								
	15	15	15	42	42	42	78	78	78	15	15	15	42	42	42	78	78	78
<i>Alternaria</i> sp.	17	5	12	8	7	1	0	0	1	26	10	4	7	3	4	1	0	2
<i>Anguillospora pseudolongissima</i>	65	167	58	0	3	2	0	0	0	82	66	117	0	0	2	0	0	0
<i>Camposporium pelucidum</i>	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Crucella subtilis</i>	0	12	1	45	5	36	1	3	7	7	6	23	11	1	55	1	0	0
<i>Curvularia</i> sp.	9	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nigrospora</i> sp.	4	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	1
<i>Neotorula aquatica</i>	0	0	0	10	0	0	0	0	0	2	0	2	0	1	0	0	0	0
<i>Sigmoidea prolifera</i>	9	6	0	0	13	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0
<i>Spirodesmium inflatum</i>	0	0	0	0	0	0	14	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetracladium marchalianum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Tetraploa aristata</i>	5	3	5	3	0	0	0	1	0	1	5	4	2	0	3	2	0	0
<i>Trichocladium angelicum</i>	0	0	0	4	0	15	0	0	1	2	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Tripospermum camelopardus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Vargamyces aquaticus</i>	18	7	18	0	8	2	0	0	0	8	11	5	0	5	9	1	0	0

Anexo 11. Coeficientes de correlación del análisis de escalamiento óptimo, entre las variables ambientales y las especies más frecuentes en el plancton de arroyos con con invasión de acacia negra y no impactados (ítem 6.3.2.1).

VARIABLE	Dimensión	
	1	2
ODmgl	0,793	-0,342
SatOD	0,878	-0,172
pH	0,532	0,613
ConduScm	-0,604	-0,331
PO43ugl	-0,466	-0,834
NH4ugl	0,612	-0,726
NO3ugl	-0,560	-0,601
NO2ugl	0,755	-0,352
ÁcHúmλ365	-0,430	-0,841
PSOmgl	0,789	-0,286
<i>Alatospora acuminata</i>	-0,328	0,028
<i>Amniculicola longissima</i>	0,505	0,172
<i>Anguillospora filiformis</i>	0,385	-0,254
<i>Anguillospora pseudolongissima</i>	0,242	-0,003
<i>Aquanectria penicillioides</i>	0,272	-0,142
<i>Camposporium pelucidum</i>	-0,540	0,348
<i>Diplocladiella scalaroides</i>	-0,016	-0,032
<i>Mycocentrospora acerina</i>	-0,372	0,440
<i>Nakataea sigmoidea</i>	0,040	-0,520
<i>Tetracladium breve</i>	-0,113	0,378
<i>Tetracladium marchalianum</i>	0,760	-0,022
<i>Tetracladium setigerum</i>	0,455	-0,146
<i>Tripospermum camelopardus</i>	-0,064	0,678
<i>Triscelophorus monosporus</i>	0,515	0,778
<i>Vargamyces aquaticus</i>	-0,577	0,093

Anexo 12. Hifomicetes descomponedores en hojas de álamo, en el experimento de esporulación del arroyo Balta (ítem 6.3.4.2).

ESPECIE / TIEMPO (DÍAS)	TRAMOS NO IMPACTADOS						TRAMOS IMPACTADOS					
	15	15	15	40	40	40	15	15	15	40	40	40
<i>Alatospora acuminata</i>	0	0	16	8	11	13	102	6	1	0	0	0
<i>Alternaria</i> sp.	124	60	16	16	12	26	48	64	0	4	36	0
<i>Amniculicola longissima</i>	5	3	12	24	28	44	0	0	4	34	10	63
<i>Anguillospora pseudolongissima</i>	73	29	16	0	0	0	18	8	24	2	6	99
<i>Curvularia</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diplocladioella scalaroides</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Drechslera</i> sp.	6	5	0	2	1	2	5	1	0	0	0	0
<i>Flagellospora curvula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	1
<i>Geastrumia polystigmatis</i>	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Helminthosporium</i> sp.	2	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Lemonniera aquatica</i>	235	5	0	0	0	0	45	40	34	21	186	10
<i>Lemonniera filiformis</i>	9	0	60	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Lunulospora curvula</i>	0	0	11	0	0	0	5	136	24	0	0	0
<i>Lunulospora cymbiformis</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Mycofalcella calcarata</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Neotorula aquatica</i>	6	73	13	40	6	26	5	11	1	0	7	5
<i>Nigrospora</i> sp.	6	15	0	8	4	4	0	1	0	0	3	3
<i>Retiarius</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Sigmoidea aurantiaca</i>	0	32	1	0	0	0	3	4	0	0	0	0
<i>Stenocladiella neglecta</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Tetrachaetum elegans</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetracladium breve</i>	4	0	32	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Tetracladium marchalianum</i>	376	31	788	24	2	0	176	198	56	6	34	0
<i>Tetracladium setigerum</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	73
<i>Trichocladium angelicum</i>	8	5	7	0	0	0	8	2	0	1	0	0
<i>Tripospermum camelopardus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Tripospermum mirty</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Tripospermum variabile</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	39	0
<i>Vargamyces aquaticus</i>	0	0	0	0	0	0	4	2	2	0	0	0

Anexo 13. Hifomicetes descomponedores en hojas de acacia negra, en el experimento de esporulación del arroyo Balta (ítem 6.3.4.2).

ESPECIE / TIEMPO (DÍAS)	TRAMOS NO IMPACTADOS							TRAMOS IMPACTADOS								
	15	15	15	40	40	40	72	15	15	15	40	40	40	72	72	72
<i>Alatospora acuminata</i>	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	5	5	7	0	0	0
<i>Alternaria</i> sp.	23	6	17	4	6	7	5	3	3	8	3	4	2	0	0	0
<i>Amniculicola longissima</i>	0	0	0	6	9	22	12	0	0	0	117	51	73	4	1	8
<i>Anguillospora crassa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Anguillospora pseudolongissima</i>	0	0	0	0	0	0	0	252	62	84	4	4	4	0	1	0
<i>Beltrania rhombica</i>	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Curvularia</i> sp.	1	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Drechslera</i> sp.	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Flagellospora curvula</i>	3	4	0	0	0	0	0	10	0	11	0	0	0	0	0	0
<i>Lemoniera aquatica</i>	0	0	0	1	0	1	2	41	71	22	0	0	0	0	0	0
<i>Lemoniera filiformis</i>	0	0	0	0	0	6	1	0	0	0	2	0	5	0	0	0
<i>Lunulospora curvula</i>	0	62	0	10	398	295	124	562	480	336	773	672	246	0	0	70
<i>Lunulospora cymbiformis</i>	0	10	0	0	0	37	56	164	16	4	0	0	37	0	0	0
<i>Neotorula aquatica</i>	7	9	6	2	6	17	0	0	0	4	3	4	11	7	18	8
<i>Nigrospora</i> sp.	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Papulaspora sepedonioides</i>	0	0	0	9	9	4	0	0	0	0	0	0	0	199	309	154
<i>Sigmoidea aurantiaca</i>	4	1	0	26	23	13	0	131	219	159	81	48	78	2	2	2
<i>Sporidesmium inflatum</i>	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetracladium breve</i>	0	0	0	1	1	1	0	61	19	48	11	18	15	0	0	0
<i>Tetracladium marchalianum</i>	0	49	0	47	11	86	18	501	998	706	89	210	274	0	3	0
<i>Tetraploa aristata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
<i>Tricladium kelleri</i>	0	0	0	4	0	0	0	2	3	1	0	0	0	0	0	0
<i>Tripospermum camelopardus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tripospermum mirty</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Triscelophorus monosporus</i>	0	0	0	171	150	63	12	0	0	0	0	0	0	0	550	633
<i>Vargamyces aquaticus</i>	0	0	0	26	8	74	20	19	12	3	0	39	0	0	0	0

Anexo 14. Hifomicetes descomponedores en hojas de cebadilla criolla, en el experimento de esporulación del arroyo Balta (ítem 6.3.4.2).

ESPECIE / TIEMPO (DÍAS)	TRAMOS NO IMPACTADOS									TRAMOS IMPACTADOS								
	15	15	15	40	40	40	72	72	72	15	15	15	40	40	40	72	72	72
<i>Alatospora acuminata</i>	211	0	0	5	3	15	0	2	0	39	111	60	0	71	0	0	0	1
<i>Alternaria</i> sp.	21	24	8	4	5	10	1	0	0	35	27	24	10	11	6	1	0	7
<i>Amniculicola longissima</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	5	0	0	0	6	2	6
<i>Anguillospora crassa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	3	0	6	4	6	1	0	0
<i>Anguillospora pseudolongissima</i>	39	69	57	1	0	4	12	3	0	74	97	43	11	31	37	0	0	0
<i>Beltrania rhombica</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camposporium pelucidum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Curvularia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Drechslera</i> sp.	1	2	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Helminthosporium</i> sp.	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Lemonnieria aquatica</i>	0	213	44	0	0	0	0	0	0	13	0	48	18	0	15	6	0	0
<i>Lemonnieria filifomis</i>	26	3	3	3	0	0	0	0	0	0	3	0	4	3	2	0	0	0
<i>Lemonnieria pseudofloscula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Mycofalcella calcarata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Neotorula aquatica</i>	20	15	12	16	8	21	0	0	0	15	11	7	19	11	13	3	1	3
<i>Nigrospora</i> sp.	0	3	3	3	1	3	0	0	0	6	0	3	2	0	0	0	0	0
<i>Sigmoidea aurantiaca</i>	0	0	0	12	8	2	2	6	15	35	11	17	0	0	0	0	0	0
<i>Sigmoidea prolifera</i>	9	24	13	0	0	0	0	0	0	50	11	15	0	0	0	0	0	0
<i>Tetracladium breve</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Tetracladium marchalianum</i>	2	2	17	0	4	0	2	0	3	5	10	33	0	0	0	0	0	2
<i>Tetraploa aristata</i>	4	4	5	2	0	2	0	0	1	5	0	0	0	4	4	1	1	1
<i>Tetraploa elisii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	7	4	0	0	0	0	1	0
<i>Trichocladium angelicum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0
<i>Tricladium kelleri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Triscelophorus monosporus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Vargamyces aquaticus</i>	0	4	0	0	0	0	0	0	0	6	5	8	23	9	12	10	2	9

PUBLICACIONES CIENTÍFICAS Y DIFUSIÓN DE RESULTADOS

Artículos

- **Kravetz, S;** González, B.; Huta, F.; Giorgi, A. 2019. Efecto de la invasión de acacia negra sobre la diversidad de hongos ingoldianos en el arroyo Balta (Mercedes, Buenos Aires). En: Encuentro de saberes para la gestión responsable de ecosistemas (Cortelezzi, A.; Entreigas, I.; Grosman, F. Masson, I. Eds.). Buenos Aires. Pag 77-79. ISBN:978-950-658-494-8.
- **Kravetz, S.;** González, B.; Marano, A.; Giorgi, A. 2018. The genus *Tetracladium* in Pampean streams (Buenos Aires, Argentina). *Phytotaxa* 338: 276 - 284.
- Vilches, C.; Torrenorell, A.; Debandi, J.; Rodríguez Castro, M:C.; Rigacci, L.; Zunino, E.; **Kravetz, S.;** Giorgi, A. 2015. Efecto de la invasión de Acacia Negra (*Gleditsia triacanthos* L.) en arroyos pampeanos. *Biología acuática*. 30: 241-248.
- Giorgi, A.; Vilches, C.; Rodríguez Castro, C.; Debandi, J.; Zunino, E.; **Kravetz, S.;** Torremorell, A. 2014. Efecto de la Invasión de Acacia Negra (*Gleditsia triacanthos* L. (Fabaceae)) sobre la temperatura, luz y metabolismo de un arroyo pampeano. *Acta biol. Colomb.* 19(1):99-106.

Comunicaciones científicas

- **Kravetz, S;** González, B.; Huta, F.; Giorgi, A. 2019. Efecto de la invasión de acacia negra sobre la diversidad de hongos ingoldianos en el arroyo Balta (Mercedes, Buenos Aires). X Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos. Azul (Buenos Aires) Pag 77-79.
- **Kravetz, S.;** Gómez, J.J.; González, B.; Huta, F.; Jiménez, S.; Giorgi, A. 2018. Impactos antrópicos en arroyos de buenos aires y sus efectos sobre especies de *Tetracladium*. VIII Congreso Argentino de Limnología. Pag. 66 – 67
- Giorgi, A.; Vilches, C.; Torremorell, A.; Tagliaferro, M.; Rodríguez Castro, C.; Padulles, L.; Zunino, E.; Rigacci, L.; Kravetz, S.; Roldán, L.; Debandi, J.; Messetta, L.; Medina, V.; Bárcena, L.; Feijoó, C. 2018. La hipótesis del gradiente regional: propuesta conceptual para la estructuración y funcionamiento de los ríos pampeanos. VIII Congreso Argentino de Limnología. Pag 83-84.

- **Kravetz, S.**; González, B.; Giorgi, A. 2017. Nuevos registros de especies de *Tetracladium* en arroyos de la región Pampeana. XXXVI Jornadas Argentinas de Botánica. Mendoza. Pag. 291-292
- **Kravetz, S.**; González, B.; Giorgi, A. 2017. Hifomicetes acuáticos en un arroyo pampeano, comparación entre dos sitios con invasión de *Gleditsia triacanthos* y ausencia de vegetación arbórea. XXXVI Jornadas Argentinas de Botánica. Mendoza. Pag. 291
- Tagliaferro, M.; Torremorell, A.; Vilches, C.; **Kravetz, S.**; Zunino, E.; Giorgi, A.; Albariño, R. 2017. El efecto de las ciudades sobre la descomposición de hojarasca en arroyos pampeanos. IX Congreso Argentino de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos pampeanos. La Plata. Buenos Aires. Pag. 82
- **Kravetz, S.**; González, B.; Giorgi, A. 2016. Hifomicetes acuáticos y aeroacuáticos en tres arroyos con impactos antrópicos del norte de la región pampeana. XII Jornadas Pampeanas de Ciencias Naturales. La Pampa. Pag. 38
- **Kravetz, S.**; González, B.; Giorgi, A. 2015. Hongos presentes en espumas y agua de 3 arroyos con impactos rurales y urbanos de la provincia de Buenos Aires. VIII Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos. Buenos Aires. Pag. 100
- **Kravetz, S.**; González, B.; Giorgi, A. 2015. Hongos descomponedores de hojarasca en un arroyo de la provincia de Buenos Aires. XXXV Jornadas Argentinas de Botánica. Pag. 227-228

Premios en trabajos relacionados con la tesis

- Premio Carlos Spegazzini al mejor trabajo de posgrado en las sesiones de micología y liquenología, XXXV Jornadas Argentinas de Botánica. Universidad Nacional de Salta. Salta. Argentina. 2015. Título del trabajo. “Hongos descomponedores de hojarasca en un arroyo de la provincia de Buenos Aires”.