

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL LITORAL

Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas



Tesis para la obtención del Grado Académico de Doctor en Ciencias Biológicas

**INFLUENCIA DE LA VARIABILIDAD
CLIMÁTICA SOBRE LA COMPOSICIÓN DE
LA COMUNIDAD ÍCTICA EN EL TRAMO
MEDIO DEL RÍO PARANÁ**

Lic. Ana Pia Rabuffetti

Director de Tesis: Dr. Luis Alberto Espínola

Co-director de Tesis: Ing. Mario Luis Amsler

Lugar de realización: Laboratorio de Hidroecología – INALI, CONICET

-2018-

AGRADECIMIENTOS

La elaboración de esta Tesis doctoral requirió de la colaboración de una gran cantidad de personas e instituciones, sin los cuales no habría sido posible desarrollarla arribando a buen puerto. Resulta imposible mencionar a todas las personas que participaron de uno u otro modo a lo largo de este recorrido, a todas Gracias.

A la Universidad Nacional del Litoral, especialmente a la Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas (FBCB-UNL) por contribuir a mi formación en esta etapa. Especialmente a la Secretaría de Ciencia y Técnica por su acompañamiento a lo largo de este proceso.

Al CONICET por brindarme la oportunidad y apoyo financiero para desarrollar mi Tesis doctoral. Al Instituto Nacional de Limnología (INALI), específicamente al Laboratorio de Hidroecología en donde realicé este trabajo.

A mis directores Luis y Mario. Al Dr. Luis Espínola por su constante dedicación, por los conocimientos y experiencias de formación brindados, y sobre todo por su acompañamiento y guía. Al Ing. Mario Amsler por su confianza y dedicación en cada una de las etapas de este recorrido, por sus conocimientos brindados, por sus charlas y consejos, tanto profesionales como personales.

A todo el equipo del Laboratorio de Hidroecología del INALI, a cada uno de ellos gracias, muy especialmente al Dr. Martín Blettler, por sus consejos, aportes y conocimientos compartidos. A mis compañeros de travesía Elie Abrial y Eliana Eberle, por los debates e intercambios compartidos, por las salidas de campo vividas, viajes y cursos de posgrado compartidos. A Flor Eurich, Daia Pascuale y Nico Garello por el día a día compartido. Al Lic. Aldo Paira por sus aportes.

A cada uno de los investigadores y agentes de organismos públicos locales, provinciales y nacionales que a lo largo de estos cinco años me brindaron gentilmente su tiempo, experticia y ayuda ante cada consulta o pedido realizado. Al Lic. Carlos Virasoro, un especial agradecimiento por todos sus aportes. Al Dr. Konrad Górski por sus conocimientos brindados y su calidad humana. A la Universidad Estadual de Maringa (Brasil) por la pasantía realizada en su institución; en especial al Dr. Luiz Carlos Gomes por sus conocimientos y tiempo brindado durante dicha instancia de pasantía. Al Dr. Michael J. Conroy de la Universidad de Georgia, Estados Unidos. Al Dr. en Ciencias oceánicas y atmosféricas Andres Antico investigador de la FICH-UNL por su dedicación, lecturas y por compartir su visión del quehacer científico.

Al Dr. Carlos M. Fuentes, Investigador, Dirección de Pesca Continental, por los aportes brindados y su buena predisposición en todo momento. Al Lic. Daniel Del Barco, ex Director e Investigador de la Dirección General de Manejo Sustentable de los Recursos Pesqueros, Secretaría de Medio Ambiente (MASPyMA) de la Provincia de Santa Fe. Al Lic. Martin Fernández del Ministerio de la Producción de la Provincia de Santa Fe, Subdirección general de Ecología, por permitirme el acceso a los registros de la pesca fiscal de la provincia de Santa Fe. Al Ing. Agrónomo Juan C. Rozzatti, Profesional Técnico, Subdirector de Gestión de los Recursos Pesqueros, Secretaría de Medio Ambiente (MASPyMA) de la Provincia de Santa Fe. Al Lic. Alberto Espinach Ros y a la Dra. Julia Mantinian, Laboratorio de la Dirección de Pesca Continental (SSPyA-MAGyP).

Se agradece especialmente al personal de la Biblioteca del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca (MINAGRI), de la Biblioteca del Ministerio de Economía y Finanzas Públicas (MECON) y de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SAGPyA) de la nación. Al personal de los archivos históricos de la ciudad de Santa Fe,

del Diario El Litoral y de la Universidad Nacional del Litoral, y del Ministerio de la Producción y de Medio Ambiente de la Provincia de Santa Fe.

Se agradece así también, al personal del Club Náutico de Caza y Pesca Santo Tomé, y sus pescadores; en especial a Mauricio, Antonio y al baqueano del río Manuel Albornoz “El Chueco”.

Se agradece especialmente a los jurados evaluadores de esta tesis, doctores Claudio Baigún, Pablo Scarabotti y Sebastián Sanchez por sus aportes, lectura detallada del manuscrito y tiempo dedicado, así como por sumar a la mejora de la misma enriqueciéndola.

En lo personal, a mis amigos de la vida “los del barrio”, y a las chicas, a los amigos que me regalo la facultad. A ellos, gracias por su cariño sincero, y por hacer mucho más llevadero todo este camino, por lo compartido y sus enseñanzas de vida.

A mi familia, a todos GRACIAS. A mis abuelos que los amo, y a mi familia política por su cariño constante. Sobre todo Papá, Mamá y Anyu, por el apoyo incondicional y su confianza, por el aguante, por el amor que me dan todos los días, y el aliento y empuje para ir siempre por más. Y especialmente a Andrés, por ser un sostén clave en mi vida, mi guía, mejor amigo y compañero, por potenciarme y estar siempre incondicionalmente.

PUBLICACIONES

Detalle de las publicaciones publicadas y/o aceptadas.

ARTICULOS PUBLICADOS

- Abrial E, **Rabuffetti AP**, Espínola LA, Amsler ML, Blettler MCM, Paira AR (2014) Influence of hydrological changes on the fish community in two lotic environments of the Middle Paraná Floodplain, Argentina. *Aquat Ecol* 48: 337-349.
- Espínola LA, **Rabuffetti AP**, Abrial E, Blettler MCA, Amsler ML, Paira AR, Simões NR, Santos LN (2016) Response of fish assemblage structure to changing flood/flow pulses in a large sub-tropical river. *Mar Freshwater Res* 68(2) 319-330.
- **Rabuffetti AP**, Górski K, Espínola LA, Abrial E, Amsler ML, Paira AL (2016) Long-term Hydrologic Variability in a Large Subtropical Floodplain River: Effects on Commercial Fisheries. *River Res Appl* 33: 353-363.
- **Rabuffetti AP**, Abril E, Espínola LA, Amsler ML, Eberle EG, Blettler MCM, Paira AR (2017) Influence of hydrology on the fish body condition in a large subtropical floodplain. *Neotrop Ichthyol* 15(1) e160049.
- Blettler MCM, Ulla MA, **Rabuffetti AP**, Garello N (2017) Plastic pollution in freshwater ecosystems: macro-, meso-, and microplastic debris in a floodplain lake. *Environ Monit Assess* 189(11): 581.

INFORME TÉCNICO PUBLICADO

- Volpedo A, **Rabuffetti AP**, Llorente C, Wunderlin D, Colautti D, Abrial E, Avigliano E, Rueda EC, Vargas F, Mastrantonio G, Muñoz M, Sanzano P, Ondarza PM, Carriquiriborde P, De Simone S (2017) Evaluación de riesgos toxicológicos en población humana, por consumo de sábalo. Red de Seguridad Alimentaria del CONICET (RSA), Grupo ad hoc PECES. Dirección de la RSA: Van Gelderen CJ; Coordinado de la RSA: Pardo MVJ.

INDICE

Abreviaturas	I
Resumen	III
Abstract	V
Capítulo 1. Introducción y marco teórico.	
1.1 Fluctuaciones climáticas en la cuenca del Paraná	1
1.1.1 Fluctuaciones estacionales	2
1.1.2 Fluctuaciones interanuales	3
1.1.3 Fluctuaciones interdecenales.....	4
1.1.4 Inundaciones	6
1.2 Régimen de escurrimiento y calentamiento global	7
1.2.1 Otros factores que influyen el régimen de escurrimiento.....	8
1.2.2 Cambio climático. Conceptos y posturas	9
1.2.3 Posibles escenarios futuros. Escala mundial	12
1.3 Relaciones con la biota.....	13
1.3.1 Incidencia de las fluctuaciones climáticas en la biota.....	13
1.3.2 Respuestas de los peces a las fluctuaciones climáticas	15
1.3.3 Mecanismos que afectan el reclutamiento icitico.....	16
1.3.4 Importancia de la fauna íctica	18
1.4 Importancia del estudio para la región.	
1.4.1 Caracterización del ensamble íctico.....	19
1.4.2 Del enfoque de este estudio.....	21
1.4.3 Importancia, interés y aportes de este estudio.....	22
Capítulo 2. Antecedentes. Hipótesis y Objetivos del trabajo.	
2.1 Estado del conocimiento	23
2.1.1 Antecedentes a escala mundial.....	23
2.1.1.1 Observaciones generales	24
2.1.2 Principales antecedentes por regiones.	
2.1.2.1 Antecedentes específicos del cambio climático	26
2.1.2.2 Antecedentes específicos de efectos antrópicos.....	33
2.2 Hipótesis y Objetivos.	
2.2.1 Construcción de las hipótesis	37
2.2.2 Hipótesis de trabajo.....	41
2.2.3 Objetivos	41
Capítulo 3. Área de estudio y bases de datos. Aspectos metodológicos generales.	
3.1 Introducción	43
3.2 Área de estudio.	
3.2.1 Descripción y caracterización de la cuenca del río Paraná	43
3.3 Bases de datos.	

3.3.1 Cuenca hidrográfica del tramo medio. Sitios de estudio.....	45
3.3.2 Del origen y conformación de las bases de datos. Pasado y presente.	46
3.3.2.1 Bases de datos. Su ordenación. De las áreas de estudio.....	46
3.3.2.2 Obtención de datos. Artes de pesca. Esfuerzo.	49
3.3.2.3 Selección de especies y de sitios de muestreo.....	51
3.3.3 Listado de especies.....	56
3.3.4 Variables seleccionadas.	
3.3.4.1 Variables hidroclimáticas. Recopilación de datos.....	57
3.3.4.2 Variables antrópicas. Recopilación de datos.....	58
3.4 Fortalezas y debilidades de las bases de datos	58
Capítulo 4. De las fluctuaciones hidroclimáticas.	
4.1 Introducción	61
4.2 Metodología.	
4.2.1 Fluctuaciones interanuales y decenales de caudales	61
4.2.2 Análisis histórico de las crecidas	64
4.3 Resultados.	
4.3.1 Fluctuación temporal de las variables hidroclimáticas.....	64
4.3.2 Análisis histórico de las crecidas	69
4.4 Discusión.....	73
Capítulo 5. Fluctuaciones hidroclimáticas y capturas ícticas comerciales.	
5.1 Introducción	77
5.2 Metodología.	
5.2.1 Análisis de las capturas ícticas comerciales. Cambios interdecenales	77
5.2.2 Fluctuaciones inter e intraanuales de las capturas comerciales.....	77
5.2.3 Capturas comerciales y situación hidroclimática previa	78
5.3 Resultados.	
5.3.1 Capturas comerciales: cambios interdecenales	78
5.3.2 Variabilidad hidroclimática y capturas comerciales inter e intraanuales	80
5.3.3 Capturas comerciales y situación hidroclimática previa	83
5.4 Discusión.	
5.4.1 Variabilidad del régimen hidrológico	84
5.4.2 Implicancias para las poblaciones ícticas y pesquerías	85
Capítulo 6. Variaciones temporales en la talla y condición corporal de la ictiofauna ante diferentes condiciones hidroclimáticas.	
6.1 Introducción	91
6.2 Metodología.	
6.2.1 Distribución de tallas ante condiciones hidroclimáticas diversas	92
6.2.2 Análisis de la condición corporal por grupos tróficos y por especies	93
6.3 Resultados.	
6.3.1 Distribución de tallas. Condiciones hidroclimáticas	95

6.3.2 Influencia de la variabilidad hidroclimática en la condición corporal de la ictiofauna.....	103
6.4 Discusión.	
6.4.1 Incidencia de las condiciones hidroclimáticas sobre la distribución de tallas.....	107
6.4.2 La condición corporal íctica ante diferentes características hidrológicas	109
Capítulo 7. Significación de la componente hidroclimática versus efectos antrópicos.	
7.1 Introducción	113
7.2 Metodología.	
7.2.1 De los datos biológicos, hidroclimáticos y antrópicos	115
7.2.2 Variables hidroclimáticas y antrópicas. Relaciones con <i>Prochilodus lineatus</i>	116
7.2.3 Significación de las variables. Biomasa íctica comercial.	117
7.3 Resultados.	
7.3.1 Variación y estructuración temporal de las variables.....	117
7.3.2 Variables antrópicas e hidroclimáticas. Capturas de <i>P. lineatus</i>	121
7.3.3 Fluctuación temporal de la captura de <i>P. lineatus</i>	123
7.3.4 Capturas ícticas comerciales. Significación de las variables	126
7.4 Discusión.	
7.4.1 Conjunción de factores. Capturas ícticas comerciales	127
7.4.2 De la significación de las variables hidroclimáticas	129
7.4.3 De la significación de la componente antrópica. Capturas comerciales	131
7.4.4 La incidencia de otros factores antrópicos	133
Capítulo 8. Conclusiones generales. Recomendaciones.	
8.1 Conclusiones generales	135
8.2 Escenarios climáticos futuros. Efectos probables sobre la ictiofauna	139
8.3 Recomendaciones.....	142
Bibliografía	145
Anexo I. Listado de especies.....	159
Anexo II. Estadísticas oficiales. De lo antrópico.....	163
Anexo III. Estructura de las bases de datos	165

ABREVIATURAS

La siguiente es una lista de las abreviaturas utilizadas corrientemente en esta tesis.

CAP	Análisis canónico de coordenadas principales (por sus siglas en ingles)
CPUE	Captura por unidad de esfuerzo
ENOS	El Niño-Oscilación del Sur
GHG	Gases Efecto Invernadero (por sus siglas en ingles)
INALI	Base de datos del Instituto Nacional de Limnología (INALI)
IPCC	Panel Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático (por sus siglas en ingles)
LH	Base de datos propios del Laboratorio de Hidroecología, INALI
Lf	Longitud fork (cm)
Ls	Longitud estándar (cm)
Lt	Longitud total (cm)
MFA	Análisis de factores múltiples (por sus siglas en ingles)
NH	Nivel hidrométrico (m)
PCA	Análisis de componentes principales (por sus siglas en ingles)
PPARG	Base de datos Estadísticas Oficiales Producción Pesquera Continental Argentina
PPSF	Base de datos de registros de la pesca fiscal de la Provincia de Santa Fe
RDA	Análisis de redundancia (por sus siglas en ingles)
TSM	Temperatura Superficial del Mar
VIRASORO	Base de datos cedida por el Lic. Virasoro
Wt	Peso (kg, gr)
Wr	Peso relativo (<i>relative weight</i>)

RESUMEN

Los ecosistemas acuáticos continentales ofrecen numerosos recursos esenciales para la supervivencia de la vida en el planeta. Numerosos ríos se encuentran dentro de los sistemas más modificados del mundo. Las fluctuaciones hidrológicas y la temperatura son factores claves estructurantes de los ecosistemas de agua dulce de planicies de inundación. Desde mediados del siglo XX se han producido cambios en la cuenca del río Paraná, que habrían afectado su hidrología-climatología y dinámica hidroecológica, repercutiendo así directa-indirectamente sobre las mayores pesquerías continentales del país, localizadas sobre esta cuenca. Los estudios referidos a efectos de la variabilidad del clima sobre los peces de agua dulce son relativamente escasos; el 90% de las investigaciones se concentra en zonas templadas, dado mayor disponibilidad de series históricas de datos, derivados en general de pesquerías. El número de publicaciones con evidencia empírica es proporcionalmente menor a los que utilizan datos predichos. A su vez, del total de trabajos basados en evidencia empírica, menos del 10% analiza en conjunto efectos climáticos y antropogénicos.

Esta tesis tuvo por objetivo evaluar el efecto de fluctuaciones climáticas ocurridas a nivel continental en Sudamérica durante los últimos 100 años, sobre las poblaciones ícticas del tramo medio del río Paraná, pudiendo discernir el grado de explicación de las variables hidroclimáticas comparadas con efectos de otras variables de origen esencialmente antrópico, sobre los cambios poblacionales del ensamble de peces de importancia comercial, a los fines de plantear influencias probables sobre la ictiofauna de diferentes escenarios climáticos futuros propuestos para la cuenca del Plata.

Se analizaron más de 8 décadas de información íctica (1934-2016) proveniente del tramo medio del río Paraná, tanto en su cauce principal como en su extensa planicie de inundación adyacente, correspondiente a cinco bases de datos diferentes (dos comerciales: Producción pesquera continental argentina 1934-1983, registros de la pesca fiscal Provincia de Santa Fe 2011-2015; tres bases elaboradas con fines científicos: datos INALI 1964-1996, datos mensuales VIRASORO 1978-1980, datos propios del Lab. Hidroecología 2009-2016). Se confeccionaron series históricas de datos diarios del nivel hidrométrico (1905-2016) y temperatura del agua (1920-2016) del río Paraná, puerto Santa Fe. Mediante el examen estadístico de diversos atributos se determinó un conjunto de variables hidroclimáticas (18) que caracterizan al régimen hidrológico y temperatura del agua asociada, claves para la estrategia de vida de la mayoría de las especies de importancia comercial del sistema, en su mayoría migradoras de larga distancia. Por otro lado, se determinó un conjunto de variables antrópicas (9) referidas a la pesca y la producción pesquera. De las especies ícticas más frecuentes y abundantes se analizaron variaciones a largo y corto plazo de diversos atributos (abundancia, largo estándar, estructura de talla, factor de condición); variaciones intra e interanuales e interdecenales. En las diferentes escalas temporales involucradas, se testearon estadísticamente relaciones existentes entre cambios biológicos observados y variables hidroclimáticas en el corto y largo plazo (1935-2016). Se analizó la significación de las variables hidroclimáticas comparadas con efectos de otras variables de origen esencialmente antrópico, sobre la fluctuación temporal de las capturas comerciales a lo largo del período de estudio.

Las fluctuaciones climáticas ocurridas a nivel continental a lo largo del siglo XX afectaron la dinámica hidrológica del río Paraná en su tramo medio, determinando períodos húmedos y secos claramente diferenciables, afectando las características de las crecientes (frecuencia, intensidad, duración) y bajantes a largo

plazo. Las fluctuaciones hidroclimáticas registradas a lo largo del tiempo repercutieron sobre diversos atributos de la ictiofauna, indicando tener un rol modulador sobre las capturas ícticas, las cuales resultaron positivamente influenciadas por los períodos hidroclimáticos húmedos (como el de principios de siglo XX, y 1970-2000). Las capturas ícticas se incrementaron significativamente producto de dichos períodos húmedos, esto es décadas con frecuentes inundaciones, sobre todo de verano, de gran intensidad y duración (frecuencia de ocurrencia media de 4-6 años a lo largo de 97 años analizados), volviendo las condiciones ambientales de la planicie sumamente favorables para el ensamble. Existe así un rol estructurante de la duración y magnitud de las inundaciones sobre el ensamble íctico comercial. En el plano del corto plazo se estableció que, eventos de inundación en un año en particular, de gran duración (3 meses o más) donde las máximas intensidades hidrométricas (>6m) resultan coincidentes con las máximas temperaturas (inundaciones de verano) resultan claramente favorables, esto es óptimas, para el ensamble íctico del sistema, clave para el éxito reproductivo y posterior reclutamiento exitoso de las especies, sobre todo de las migradoras (periódicas), predominando los juveniles en la planicie al producirse dichas condiciones hidroclimáticas. En las capturas comerciales esto se evidencia 2 años más tarde.

Contrariamente, ante períodos de desconexión pronunciados en la planicie se registraron disminuciones abruptas de las capturas, indicando el rol clave de la conectividad en relación a la temperatura, y efecto negativo de los períodos secos prolongados en el sistema; repercutiendo desfavorablemente en el éxito reproductivo y supervivencia de las especies. Por otro lado, se evidenció el efecto positivo de las inundaciones para la condición corporal de los peces herbívoros, omnívoros y detritívoros, debido al transporte e incorporación de grandes cantidades de materia orgánica y recursos alóctonos durante el evento de inundación, y la posibilidad de acceso a nuevas áreas de alimentación en la planicie. Además, los resultados indican que las fases hidrológicas intermedias, esto es de aguas medias y pulsos de flujo, aun escasamente estudiados en profundidad, presentan un rol ecológico relevante para la ictiofauna, tanto en la condición corporal como en el éxito reproductivo y supervivencia de las especies.

Se indican cambios temporales significativos en el ensamble íctico comercial a lo largo del período estudiado. Ha existido un recambio en la composición del ensamble comercial, esto es, de las especies más frecuentes y abundantes. Se observó que la biomasa de la ictiofauna se relacionó significativamente con las variaciones hidroclimáticas interanuales e interdecenales, mientras que la influencia de variables antrópicas relacionadas con la actividad pesquera se vuelve significativa solo en las bases comerciales, y su incidencia se incrementa en los últimos 20 años (siglo XXI), producto del cambio en el sistema de producción registrado en la cuenca desde fines de 1990, sobre todo durante 2003-2006. Así, los efectos sobre los atributos biológicos ícticos de la componente hidroclimática a largo plazo, son discernibles de los pulsos de inundación a corto plazo, así como de la componente antrópica relacionada con la actividad pesquera.

Investigaciones como la desarrollada de índole hidroecológica, contemplando una amplia diversidad de variables involucradas (antrópicas e hidroclimáticas), aportan información desde una base científica sólida, a los fines de lograr un aprovechamiento responsable del recurso asegurando la sostenibilidad de las poblaciones del ensamble íctico comercial y la biodiversidad del Paraná.

ABSTRACT

The freshwater ecosystems offer numerous resources essential for the survival of life on the planet. Numerous rivers presents several modifications and are the most modified systems in the world. Hydrological fluctuations and temperature are key factors structuring of freshwater ecosystems dynamic of floodplains. Since the mid-20th century there have been several important changes in the Paraná river basin, which would have affected its hydrology-climatology and hydro-ecological dynamics, affecting directly and indirectly the largest continental fisheries in the country, located on this basin. The studies referred to the effects of climate variability on freshwater fish are few; 90% of the researchs is concentrated in temperate zones, given the availability of historical data series, derived in general from fisheries. The number of publications with empirical evidence is proportionally lower than those that use predicted data. In turn, of the total of papers based on empirical evidence, less than 10% analyze simultaneously climatic and anthropogenic effects.

The aim of this thesis was to evaluate the effect of climatic fluctuations that have occurred at continental level in South America during the last 100 years, on the fish populations of the middle stretch of the Paraná River, being able to discern the % of explanation of the hydroclimatic variables compared with the effects of other variables of essentially anthropic origin, on the population changes of the fish assemblage of commercial importance, in order to propose probable influences on the ichthyofauna of different future climate scenarios proposed for the La Plata basin.

Were analyzed more than 8 decades of fish information (1934-2016) of the middle stretch of the Paraná River, in its main channel and its extensive floodplain adjacent, corresponding to five different sets of data (two commercial: Continental Fishery Production Argentina 1934-1983, registers of fiscal fisheries Province of Santa Fe 2011-2015; and three scientific sets: data INALI 1964-1996, monthly data VIRASORO 1978-1980, data from the Hydroecology Laboratory 2009-2016). Historical series of daily data were constructed of the hydrometric level (1905-2016) and water temperature (1920-2016) of the Paraná River, Santa Fe port. By means of the statistical examination of attributes, a set of hydroclimatic variables was determined (18) that characterize the hydrological regime and water temperature, keys for the life strategy of most of the species of commercial importance of the system, mostly large migrations species. On the other hand, a set of anthropic variables (9) related to fishing and fish production were determined. Of the most frequent and abundant fish species, long-term and short-term variations of different attributes were analyzed (abundance, standard length, size structure, factor condition); interannual and interdecadal variations. In the different time scales relations between biological changes observed and hydroclimatic variables in the short and long term (1935-2016) were statistically tested. The significance of the hydroclimatic variables compared with the effects of other variables of anthropic origin on the temporal fluctuation of commercial catches was analyzed during the study period.

The climatic fluctuations occurred at the continental level throughout the 20th century affected the hydrological dynamics of the middle Paraná River, determining clearly differentiated wet and dry scenarios, and affecting the characteristics of the floods (frequency, intensity, duration) and dry periods. Hydroclimatic fluctuations registered along time had affected different attributes of the ichthyofauna, indicating have a modulating role on fish catches. Catches was positively influenced by wet hydroclimatic scenarios (such as the early 20th century, and 1970-2000). Commercial catches increased significantly as a result of these wet periods,

that is, decades with frequent and intense floods, especially in summer, of great intensity and duration (average frequency of occurrence of 4-6 years over 97 years analyzed), becoming environmental conditions of the floodplain extremely favorable for the fish fauna. There is thus a structuring role of the duration and magnitude of the floods on commercial fish assemblages. In the short term, it was established that, flood events in a particular year, of long duration (3 months or more) where the maximum hydrometric intensities (> 6m) coincidentally with the maximum temperatures (summer floods) results clearly favorable, this is optimal, for the fish assemblage of the system, key to the reproductive success and subsequent successful recruitment of the species, especially of the migrators (periodic), with juveniles predominating in the floodplain when these scenarios occur. In commercial catches this is evidenced 2 years later.

Contrary, in the face of periods of disconnection pronounced in the floodplain, abrupt reductions in catches were recorded, indicating the key role of connectivity in relation to temperature, and the negative effect of prolonged dry periods in the system; having an unfavorable impact on the reproductive success and survival of the species. On the other hand, the positive effect of floods on body condition was registered by herbivorous, omnivorous and detritivorous trophic groups, due to the transportation and incorporation of large amounts of organic matter and allochthonous resources during the flood event, and the possibility of access to new feeding areas in the plain. In addition, the results indicate that the intermediate hydrological phases, that is, of midwaters and flow pulses, even scarcely studied in depth, present an ecological role relevant to the ichthyofauna, both in the body condition and in the reproductive success and survival of the species.

Significant temporal changes in commercial fish assemblage are indicated throughout the period studied. There has been a change in the composition of the commercial assembly, that is, of the most frequent and abundant species. It was observed that fish biomass was significantly related to interannual and interdecadal hydroclimatic variations, while the influence of anthropic variables related to fishing activity becomes significant only in commercial sets, and becomes more significant in the last 20 years (incidence increases in the last 21st century), product of the change in the production system registered in the basin since the end of 1990, especially during 2003-2006. This indicates that the effects on the biological attributes of the long-term hydroclimatic variables are discernible of the effects of short-term flood pulses, as well as of the anthropogenic impacts related to fishing pressure/activity.

Research such as this developed with hydroecological character contemplating a wide variety of variables involved (anthropic and hydroclimatic), provide information from a solid scientific basis, in order to achieve a responsible use of the resource ensuring the sustainability of commercial fish assemblages and the conservation of the biodiversity of the great Paraná.

Introducción y marco teórico.

1.1 Fluctuaciones climáticas en la cuenca del Paraná.

En esta sección se describen y caracterizan diferentes oscilaciones climáticas, esto es fluctuaciones intra e interanuales, interdecenales y seculares que actúan a nivel continental y de la cuenca del Plata. La introducción en el tema es necesaria para poder comprender cómo estos fenómenos repercuten sobre la fluctuación temporal de las variables hidroclimáticas, que afectan a la hidroclimatología de la cuenca. Entender el funcionamiento del sistema climático del planeta es complejo, dado que incluye interrelaciones entre la atmósfera, los océanos, las aguas continentales, la superficie terrestre y los hielos continentales y marinos. El clima varía presentando fluctuaciones en diferentes escalas de tiempo y espacio. Comprender la naturaleza de las diferentes oscilaciones y sus cambios, resulta fundamental para entender la variabilidad y el cambio climático regional (Trenberth y col., 2007). La circulación atmosférica global puede ser presentada y analizada a través de una serie de índices, con diversas expresiones sobre la superficie climática. Estos índices se expresan como valores que pueden describir el estado y los cambios del sistema climático (Trenberth y col., 2007; Garreaud y col., 2009).

Un componente clave del sistema climático es el ciclo hidrológico global. Una gran cantidad de energía recibida del sol es redistribuida alrededor de la tierra por la dinámica del ciclo hidrológico. Así, los cambios producidos en la radiación solar, y las perturbaciones en la composición atmosférica y sus tendencias, pueden provocar impactos serios y directos sobre el ciclo hidrológico, repercutiendo sobre las sequías, inundaciones, recursos hídricos y diversos servicios ecosistémicos (Trenberth y col., 2009). Los principales ciclos y oscilaciones que afectan el clima en Sudamérica y por lo tanto repercuten en la cuenca del Plata, afectando así la dinámica hidrológica de la cuenca del Paraná, se resumen en la Tabla 1.

Tabla 1. Oscilaciones que afectan el clima de la cuenca del Plata. Abreviaturas en inglés.

Ciclos que afectan al Paraná			
Nombre	Abreviaturas	Frecuencia	Referencia
Zona de Convergencia del Atlántico Sur	SACZ	18 años	Antico y col., 2014
El Niño-Oscilación el Sur	ENOS	3-5 años	Antico y col., 2014
Corriente en chorro subtropical	JST	Estacional	Antico y Berri, 2004
Índice Multivariado ENOS	MEI	3-5 años	ESRL, 2017
Índice de la Oscilación del Sur	SOI	ENOS	Antico y col., 2014
Oscilación del Atlántico Norte	NAO	9 años	Hurrell y col., 2013
Oscilación Interdecenal del Pacífico	IPO	31-85 años	Antico y col., 2014
Oscilación Decenal del Pacífico	PDO	31-85 años	Antico y col., 2014
Modo Anular Ártico	AO	interdecenal	Hurrell y Van Loon, 1994
Modo Anular Antártico	AAO o SAM	interdecadal	Hurrell y Van Loon, 1994
Modo Anular del Sur			Obregon 2008
Oscilación de Madden Julian	MJO	Intra estacional	Vera y col., 2006
Oscilación Semianual del Hemisferio Sur	SAO	cuasi-decenales	Meehl y col., 1998
Sistema Monzónico Sudamericano	SAMS	Estacional	Vera y col., 2006
Oscilación Multidecenal del Atlántico	AMO	70 años	Antico y col., 2015

Anomalías de estos fenómenos provocan efectos directos sobre los seres humanos, ya que se asocian con períodos de sequías e inundaciones, ocurrencia de eventos climáticos extremos: tormentas tropicales, olas de calor y de frío, y otros cambios que pueden alterar seriamente al bienestar humano, directamente causando daños catastróficos, e indirectamente afectando las actividades agrícolas, el abastecimiento y disponibilidad de agua, repercutiendo a su vez sobre las pesquerías (Huntington, 2006; Trenberth y col., 2007).

1.1.1 Fluctuaciones estacionales.

Respecto de la fluctuación del flujo del Paraná, sus oscilaciones anuales e intraanuales responden sobre todo a la estacionalidad pluviométrica de los diferentes sectores de la cuenca (Antico y col., 2014). A nivel de la cuenca del Paraná, episodios intensos de precipitación se producen en verano, en coincidencia con el período más intenso de las SACZ (Carvalho y col., 2004; Figura 1), mientras que, durante el invierno el efecto de la SACZ se desvanece y las precipitaciones son muy bajas en la región. La fluctuación estacional del río está dominada por un ciclo anual de gran amplitud, que se caracteriza por presentar picos de descargas en verano (Camilloni y Barros, 2000). A su vez, las SACZ también gobiernan el ciclo anual que domina la estacionalidad del río Paraguay, afluente importante del Paraná y en especial de su tramo medio.

Por otro lado, la corriente en chorro subtropical (JST, del oeste) media mensual sobre América del Sur, es relativamente constante en posición en una estación dada y domina las medias estacionales de viento. A su vez, la variabilidad interanual del viento zonal estaría relacionada con El Niño (Kiladis y Mo, 1998). Por otro lado, existe una relación entre la intensidad del JST y la temperatura de la superficie del mar en el océano Pacífico (Antico y Berri, 1999). Su intensidad esta dominada por un ciclo anual bien definido, con el máximo en invierno y el mínimo en verano (Antico y Berri, 2004).

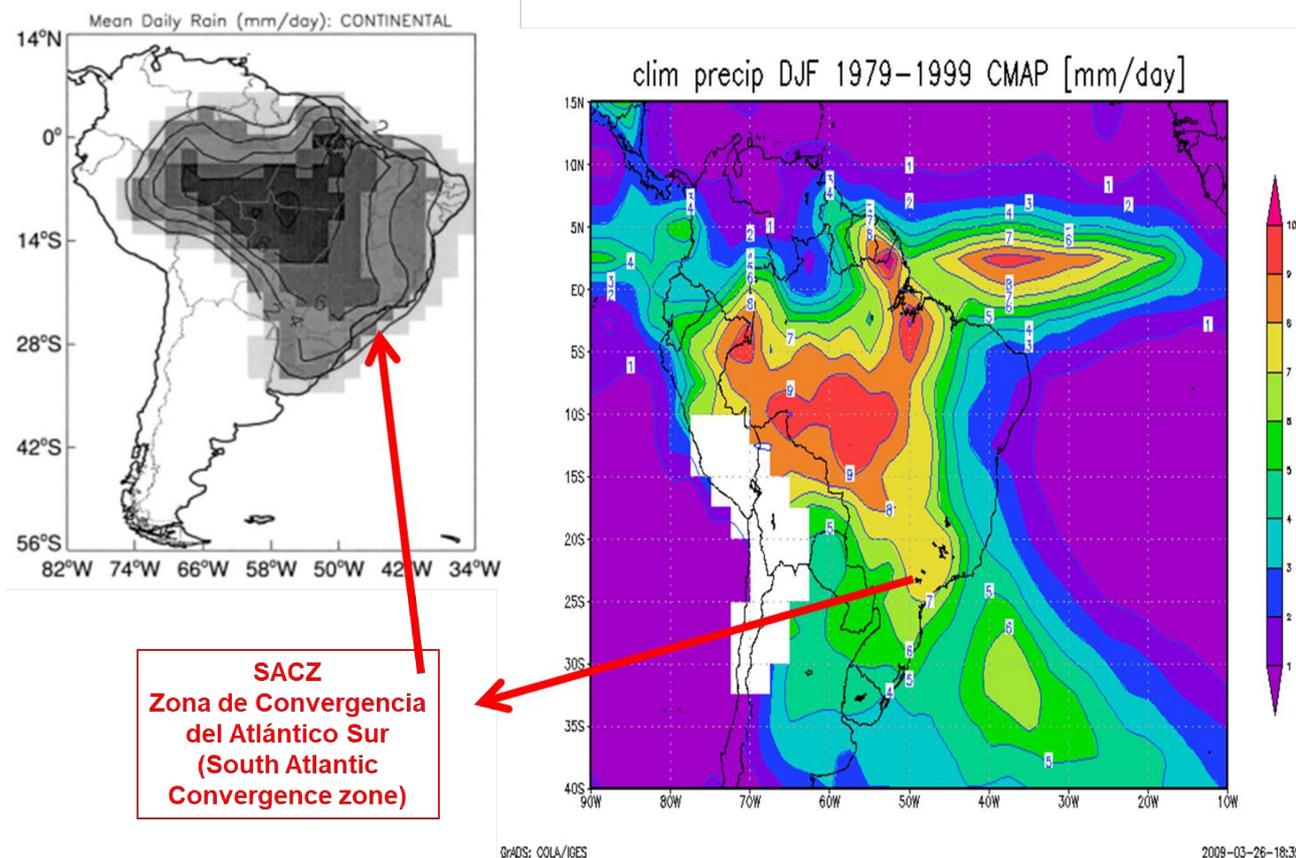


Figura 1. Mapa de la circulación atmosférica y movimiento de las SACZ (Figura modificada de: Carvalho y col., 2004; Vera 2014).

El ciclo hidrológico anual típico del tramo medio se caracteriza por presentar un período de aguas altas en verano-otoño (diciembre-abril), y uno de aguas bajas con valores mínimos a fines del invierno y comienzos de la primavera (agosto-septiembre) (Bonetto y col., 1969; Giacosa y col., 2000; Drago, 2007). Las constantes variaciones intraanuales del nivel hidrométrico, asociadas a las lluvias del alto Paraná, producen un pico de crecida a fines del verano (febrero-marzo). Además, se registran picos de creciente secundarios en invierno

(junio-julio), debido por un lado a las crecidas del río Paraguay producidas en junio, y por otro lado a los repuntes en la cuenca del Paraná entre Guairá y Posadas (García y Vargas, 1998; Herzer y col., 2004). En resumen, los cambios intraanuales de flujo del Paraná se deben sobre todo a cambios en la distribución de las precipitaciones a nivel de la cuenca (Anderson y col., 1993).

1.1.2 Fluctuaciones interanuales.

Respecto de los cambios interanuales de flujo del Paraná, sobresalen los ciclos ENOS, NAO e IPO/PDO (Garreaud y col., 2009; Antico y col., 2014). Se han identificado fluctuaciones interanuales en respuesta a un ciclo casi decenal de descargas de 8,7 años (Robertson y Mechoso, 2000; Robertson y col., 2001). Este ciclo aún poco comprendido se asociaría con el fenómeno de la NAO (Robertson y Mechoso, 2000). Cuando el índice NAO se encuentra en su fase positiva se intensifican los vientos alisos en el Atlántico norte tropical, aumentando el transporte de humedad del océano tropical norte hacia el sudeste del continente sudamericano, lo cual repercute en incrementos de los caudales del Paraná. Antico y col., (2014) postulan la existencia de un vínculo físico entre la NAO y el flujo del río Paraná.

La principal causa de variabilidad interanual y estacional de la circulación atmosférica en gran parte de Sudamérica es el ENOS. Este ciclo consiste en una diferencia de presión este-oeste en el Pacífico austral, presentando una oscilación entre una fase cálida (El Niño) y una fría (La Niña). El calentamiento o enfriamiento anormal de la temperatura superficial del mar (TSM) en el océano Pacífico ecuatorial, provoca alteraciones significativas en los patrones climáticos. Explica dos tercios de la variabilidad interanual de la precipitación y temperaturas máximas (Garreaud y col., 2009). Afecta directamente el clima de más de la mitad de la Tierra, alterando las precipitaciones y temperaturas a escala global y regional (Flamenco, 1998; Giacosa y col., 2000).

El Niño se manifiesta por un aumento de la TSM, anomalías positivas, por sobre los valores medios preestablecidos (Figura 2) y disminución de los vientos alisos del lado este del Pacífico. Una corriente estacional cálida se desplaza de norte a sur a lo largo de la costa de Ecuador y Perú. Sus primeros indicios aparecen en la costa peruana del Pacífico, fundamentalmente en diciembre. En la misma región, al fenómeno contrario de temperaturas menores a las normales se lo conoce como La Niña, registro de anomalías negativas (Giacosa y col., 2000; Berri y col., 2002; Herzer y col., 2004). El ENOS es un fenómeno que se produce a intervalos irregulares que oscilan aproximadamente entre los 2/7 años y generalmente dura entre 12-18 meses (Trenberth y col., 2007). América del Sur es una de las zonas continentales directamente influenciada por este ciclo, con fuertes impactos, principalmente por eventos El Niño, en las precipitaciones.

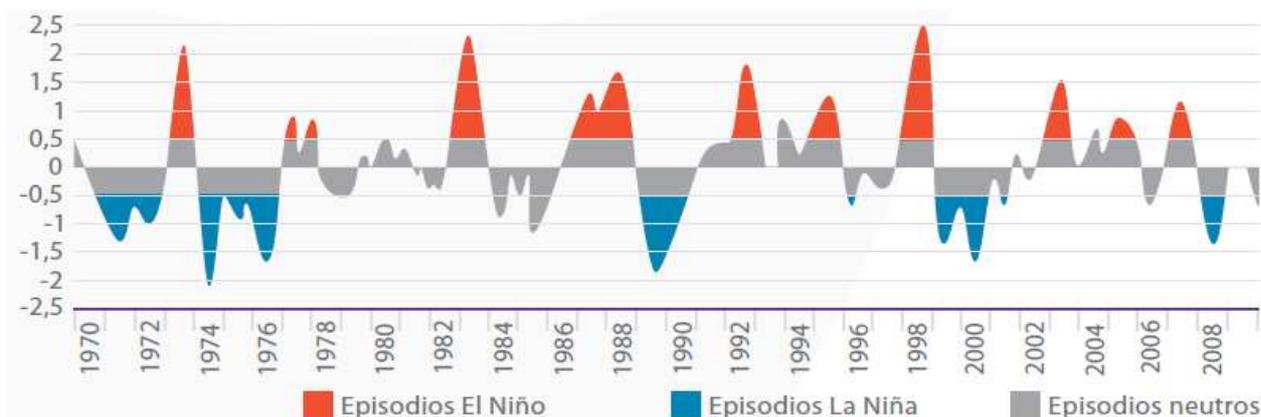


Figura 2. Índice ENOS, período 1970-2008 (Figura modificada de: NOAA, 2017).

Las descargas de los ríos de la cuenca del Plata exhiben una gran variabilidad interanual, vinculada fuertemente con el ENOS (Camilloni y Barros, 2000; Berri y col., 2002). Los flujos mensuales y extremos registrados durante El Niño son generalmente mayores a los observados durante La Niña. Para cierto valor de la intensidad del ENOS, la respuesta en áreas afectadas por las sequías o excesiva humedad fue mayor desde 1970. Las tendencias de descargas de los principales ríos de la cuenca del Plata durante los últimos 30 años del siglo XX han sido gobernadas en gran medida por la intensificación de la señal de El Niño en las precipitaciones (Camilloni y Barros, 2000; Berri y col., 2002).

Las anomalías de la TSM en el Atlántico sur gobiernan y modulan las descargas regionales de los ríos sudamericanos, afectando las precipitaciones en la región (Camilloni y Barros, 2000). La frecuencia de los eventos ENOS parece estar relacionada con la TSM, y haber aumentado junto con el incremento de la temperatura global (Herbert y Dixon, 2002). En la cuenca del Paraná, se ha descrito la existencia de una relación positiva entre las descargas del río y las anomalías de la TSM del Pacífico. En este sentido, los flujos altos y bajos del Paraná se asocian con episodios de El Niño y La Niña respectivamente (Camilloni y Barros, 2000; Berri y col., 2002; Antico y col., 2014).

A nivel regional se ha demostrado que durante los períodos cálidos, las condiciones desde el sur de Brasil hasta el centro de Argentina son más húmedas que lo normal; lo inverso ocurre durante La Niña. La ocurrencia de fuertes episodios de El Niño provoca severos impactos (inundaciones, sequías) en distintas regiones del planeta. En nuestro país sus efectos repercuten en particular en el litoral Argentino. Entre las principales consecuencias se señalan las inundaciones del río Paraná (Giacosa y col., 2000; Barros y col., 2005).

1.1.3 Fluctuaciones interdecenales.

Gran parte de la variabilidad interanual de la circulación atmosférica global y del clima superficial podría explicarse por combinaciones de ciclos. La fuerza con que cada una de estas oscilaciones actúa, y la forma en que influye en el clima, varía además a lo largo de escalas de tiempo prolongadas. En este sentido, la NAO y el ENOS muestran cambios marcados en sus expresiones climáticas superficiales en escalas de tiempo multidecenal durante el siglo XX (Jones y Moberg, 2003). Además de lo ya mencionado, la variabilidad climática sudamericana depende en gran medida del Modo anular del Sur (SAM u Oscilación Antártica, AAO) y de la NAO (Garreaud y col., 2009). La SAM es el patrón dominante de la variabilidad climática de la circulación del Hemisferio Sur (HS), afectando los patrones espaciales de variabilidad de las precipitaciones en Sudamérica y aparece como modulador clave del ENOS (Silvestri y Vera, 2003). Desde mediados del siglo XX ha mostrado relaciones significativas con la TSM tropical y una tendencia de fase positiva, asociada al calentamiento observado (calentamiento global) e incremento de las precipitaciones (Figura 3; Silvestri y Vera, 2003).

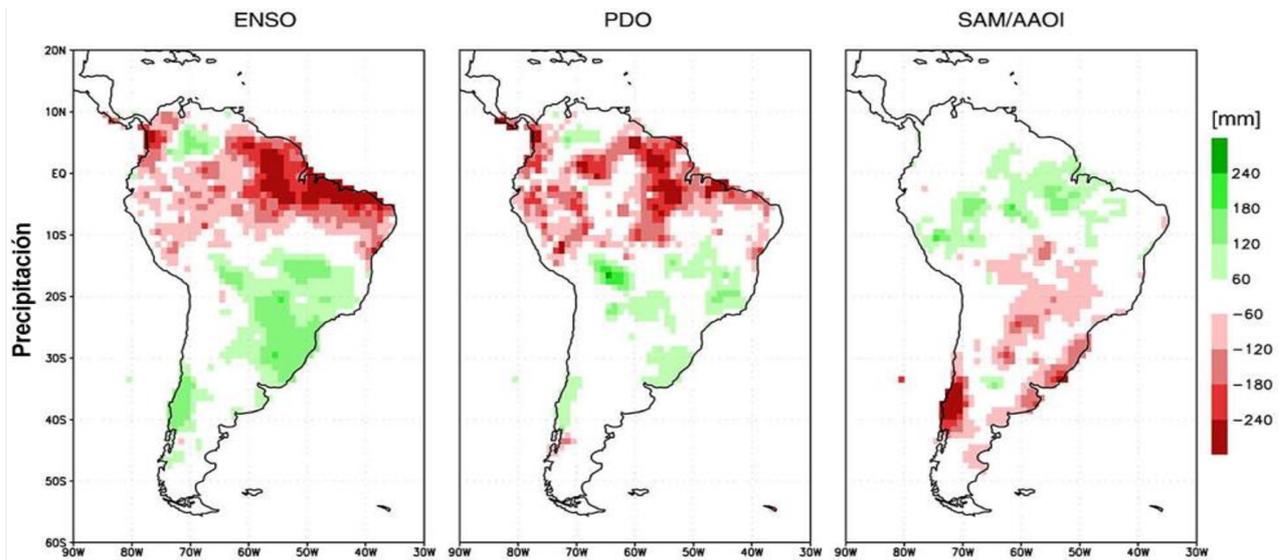


Figura 3. Precipitación media anual. Anomalías relacionadas con el Índice MEI (ENOS), índice PDO, e índice AAOI (SAM) (Figura modificada de: Garreaud y col., 2009).

Por otro lado, se ha demostrado la existencia de una señal solar decenal, con efectos directos y observables sobre el clima tropical de Sudamérica, que afecta los flujos de los principales cursos hídricos de la región (estudio de descomposición de series temporales realizado en función de los caudales del Amazonas; Antico y col., 2015). Se ha observado una relación existente entre el flujo decenal (caudales mínimos del Amazonas) y los ciclos de las manchas solares (máximos de actividad solar). Dicha relación de anti-fase persiste a través del tiempo y pareciera resultar de una influencia de la actividad solar mayoritariamente sobre el Océano Atlántico tropical, modulada sobre todo por la AMO (Antico y col., 2015).

Las precipitaciones en Sudamérica muestran además de cambios interanuales, gran variabilidad interdecenal, aunque en menor amplitud (<10%), asociados en general a anomalías de TSM, cambios de la NAO o la PDO (Garreaud y col., 2009). García y Mechoso (2005) postulan que los caudales de los ríos sudamericanos, han experimentado tendencias positivas desde principios de los años setenta. En lo que respecta a las fluctuaciones interdecenales de la cuenca del Paraná, se ha identificado un ciclo de oscilación de 18 años (Antico y col., 2014; y de 17 años registrada en los veranos por Robertson y col., 2001). Esta oscilación del flujo se vería impulsada por cambios interdecenales en la intensidad de las SACZ, así las variaciones del flujo se asocian a cambios registrados en las componentes bi-decenales de la precipitación relacionadas con la SACZ (Robertson y Mechoso, 2000; Antico y col., 2014).

Respecto de períodos oscilatorios mayores en la cuenca del Paraná, se han detectado anomalías de descargas negativas entre finales de la década de 1930 y comienzos de 1970 (1939-1972). En contraste, tanto previamente a 1939 como después de 1972, se identifican anomalías de flujo predominantemente positivas (Antico y col., 2014). Estos registros resultan coincidentes con el intervalo de flujos bajos registrados entre 1930-1970, y los correspondientes flujos altos de los períodos 1904-1930 y 1970-1995 (Amsler y col., 2005; Antico y col., 2014).

Estos intervalos cíclicos de flujos altos y bajos del río Paraná durante la mayor parte del siglo XX y principios del XXI, estarían relacionados con la variabilidad interdecenal del Pacífico (IPO/PDO), que afectan las precipitaciones y temperatura, y presentan un patrón de variabilidad climático del estilo del ENOS, de larga duración, en escalas de tiempo decenales (Trenberth y col., 2007; Garreaud y col., 2009) y una relación similar a

la previamente descrita respecto del fenómeno ENOS (Antico y col., 2014). Las precipitaciones y el flujo de los ríos aumentaron significativamente hacia finales del siglo XX en el sureste de América del Sur (García y Vargas, 1998; Robertson y Mechoso, 2000). En este sentido, las descargas del Paraná aumentaron notoriamente. Este cambio es consistente con el registrado en la señal del índice PDO, producida entre 1976-1977, el cual pasó de registrar valores negativos a positivos (Trenberth y col., 2007), junto con eventos El Niño más frecuentes e intensos entre 1980-1990, en comparación con las décadas previas (Garreaud y col., 2009).

1.1.4 Inundaciones.

El flujo del Paraná en ciertas ocasiones puede presentar valores dos o tres veces mayores a su valor medio, provocando grandes inundaciones en la cuenca, con severos impactos socio-económicos (Anderson y col., 1993). En el período contemplado entre 1982 y 1998 se localizan 5 de las 9 inundaciones más severas registradas en la cuenca del Paraná a lo largo del siglo XX y XXI. La concentración de los eventos de inundación en el sistema hacia finales del siglo XX condujo a la especulación de que podrían haberse producido cambios estructurales sistemáticos, volviendo la cuenca más propensa a la ocurrencia de las inundaciones (Anderson y col., 1993). Los cuatro picos de inundación más prominentes registrados a lo largo del siglo XX en la cuenca del Paraná, ocurrieron en junio de 1905, julio de 1983, por lejos la más grande jamás registrada en la cuenca, junio de 1992 y mayo de 1998 (Figura 4). Estos eventos suscitaron importantes modificaciones en el paisaje de la planicie aluvial, provocando aumentos significativos en los caudales de los ríos e inundaciones de vastas regiones en América del Sur.

Los episodios de El Niño más importantes en nuestra región han sido asociados a inundaciones en el río Paraná. Se destacan los eventos de 1982-1983 y 1997-1998, por su intensidad, duración y efectos causados (Figura 4). El primero provocó la evacuación de más de 200.000 personas y pérdidas económicas millonarias (Ministerio de Obras y Servicios Públicos, 1984; Flamenco, 1998; Camilloni y Barros, 2000; Amsler com. per.). Por otro lado, la creciente extrema de 1992 ocurrida en Argentina, Brasil y Paraguay, que provocó severos daños en la infraestructura y la evacuación de unas 120.000 personas en nuestro país, habría sido producto de las precipitaciones torrenciales ocurridas en la cuenca alta y media del Paraná entre diciembre de 1991 y mayo de 1992 (Anderson y col., 1993). La IPCC (2002) postula que estos eventos han sido más frecuentes, persistentes e intensos desde mediados de los años 1970, en comparación con los 100 años anteriores.

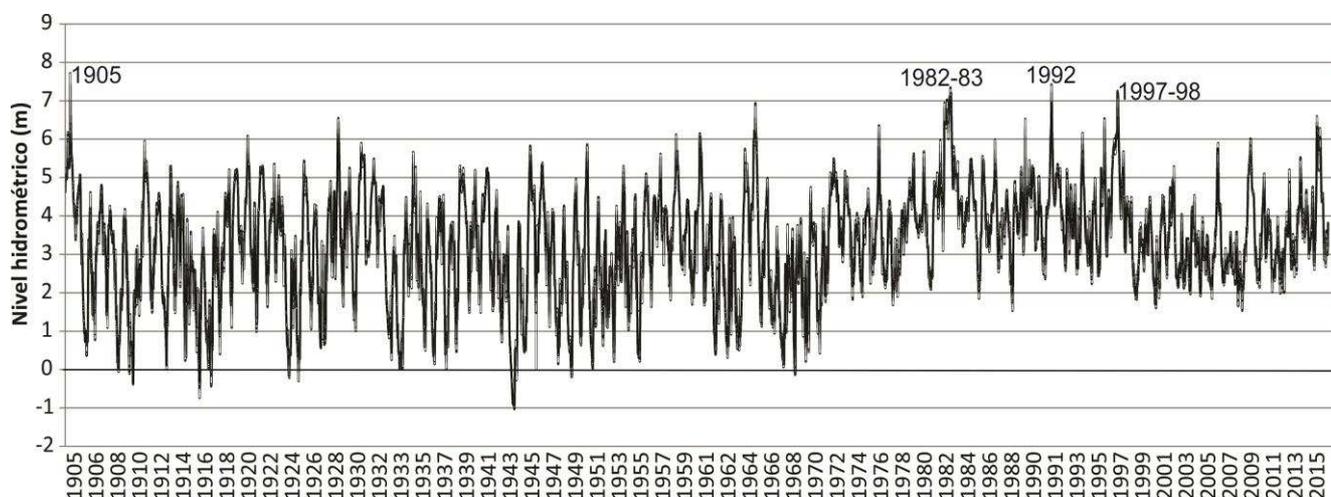


Figura 4. Fluctuación temporal del nivel hidrométrico del río Paraná en su tramo medio, Puerto Santa Fe durante el período 1905-2016.

Para la cuenca se ha postulado que diferentes flujos oscilatorios asociados con forzamientos climáticos particulares, explican en conjunto la ocurrencia de los grandes eventos de inundación (Antico y col., 2014). Así, diversas oscilaciones y cambios de flujo en sus diversas escalas de tiempo, habrían contribuido a la generación de las cuatro mayores inundaciones observadas en el Paraná. Dichas inundaciones extremas coincidieron con ciclos de flujo favorables interanuales e interdecenales. Dado que estos ciclos pueden predecirse, resultan de sumo valor en cuanto poder anticipar años con alto riesgo de inundación (Antico y col., 2015).

En esta línea, las inundaciones extremas (1905, 1983, 1992 y 1998) producidas en la cuenca, serían producto de una inusual alineación de una variedad de eventos que actúan al mismo tiempo. Además del fenómeno ENOS, otras oscilaciones (anomalías de flujo) contribuyen a conformar dichas características del caudal del río, diferentes ciclos de diversas escalas temporales: SACZ, NAO, el IPO/PDO, y tendencias de duración mayor a un siglo (>90 años; calentamiento global y cambios en el uso del suelo), impulsados estos por diferentes forzantes climáticos (Antico y col., 2014, 2015).

De este modo, tanto los ciclos interanuales como interdecenales contribuyeron en la conformación de las características sobresalientes de la creciente extraordinaria de 1983, dado que los mayores picos de las diferentes oscilaciones contempladas ocurrieron de forma sincrónica en dicho año (Antico y col., 2015). Tanto la inundación extraordinaria de 1983, como la de 1992, ocurrieron en simultáneo con los mayores picos de uno de los ciclos de flujo relacionados con el IPO/PDO. Resaltando el rol clave de la IPO/PDO, los autores explican períodos de ausencia de inundaciones extremas como los registrados durante la década de 2000 en la cuenca del Paraná, como resultado de la transición de la oscilación de un estado positivo a negativo (Lee y McPhaden, 2008).

Respecto de escenarios plausibles de producirse, a escala global la IPCC (2014) con un nivel de confianza alto, predice que el ENOS seguirá siendo el fenómeno dominante de la variabilidad interanual en el Pacífico tropical, provocando efectos que repercutirán a nivel mundial a lo largo del siglo XXI. Se postula que, junto con el aumento de humedad existente, es probable que a escalas regionales se intensifiquen las precipitaciones conexas al fenómeno ENOS. En este sentido, la frecuencia e intensidad de fenómenos meteorológicos extremos, como las inundaciones, aumentarían en relación con la probabilidad de ocurrencia de eventos de precipitación más extremos (IPCC, 2007, 2014).

1.2 Régimen de escurrimiento y calentamiento global.

En esta sección se analizan y describen otros factores relacionados con la dinámica y alteración del régimen de escurrimiento, en particular aquellos de origen antrópico que a lo largo del siglo pasado habrían introducido modificaciones en la cuenca del Plata, y por lo tanto afectado la dinámica hidroecológica del Paraná. Por otro lado, se introducen diferentes concepciones y posturas respecto del cambio climático y la variabilidad natural del clima a nivel planetario. Si bien no es materia de esta Tesis argüir en la identificación del cambio climático y sus causas, interesa hacer mención de la existencia de diferentes concepciones y posturas ante el calentamiento global, ya que a partir de estas se desprenden muy diversos entendimientos e inferencias de lo esperable en los escenarios climáticos futuros.

1.2.1 Otros factores que influyen en el régimen de escurrimiento.

A nivel global las actividades humanas que incrementan la carga atmosférica de sulfatos, polvos minerales y aerosoles, pueden afectar potencialmente a la dinámica del ciclo del agua, sea a través de la supresión/disminución de las lluvias en las áreas contaminadas, o mediante la reducción de la irradiación solar en la superficie terrestre, reduciendo a su vez la evaporación superficial, y consiguientemente la precipitación (Wild y col., 2005).

Respecto de los cambios más directos relacionados con la escurrimiento a nivel de cuencas, otros factores además de los hidroclimáticos podrían causar efectos considerables y afectar su dinámica, como ser: la deforestación, cambios en el uso del suelo y la construcción de represas (Anderson y col., 1993; Tucci y Clarke, 1998; Huntington, 2006). Para la cuenca del Paraná, diferentes autores han señalado que aproximadamente desde la década de 1960 se han producido notorios cambios que podrían haber afectado potencialmente la hidrometeorología de la región (Anderson y col., 1993; Tucci y Clarke, 1998; Schnepf y col., 2001).

En los últimos 100 años se han producido en la cuenca cambios significativos en el uso de la tierra. La expansión y rápido crecimiento de la frontera agrícola, ganadera e industrial, han modificado drásticamente el paisaje de la región. A lo largo del Paraná se ha ido registrando con el paso del tiempo la sustitución de las diversas producciones, en pos de cultivos anuales, como por ejemplo del maíz y la soja. Cambios en la cobertura vegetal, así como en la maquinaria interviniente para el preparado y trabajo de los suelos, se denotan sobre todo en la cuenca desde 1970 (Tucci y Clarke, 1998; Schnepf y col., 2001). Estos cambios en los usos del suelo aumentan la erosión de los campos, y a su vez se relacionan directamente con la deforestación (la cual incrementa los flujos medios, demostrado experimentalmente por Sahin y Hall, 1996), y la progresiva conversión de los bosques y campos nativos para la expansión del sector agrícola-ganadero (Anderson y col., 1993; Tucci y Clarke, 1998; Schnepf y col., 2001). A comienzos del siglo XXI un informe realizado por la Agencia Nacional de Aguas (ANA) de Brasil, indicó para la cuenca del Paraná, que toda la región se haya sujeta a un alto nivel de influencia antropogénica (ANA, 2002).

Por otro lado, a lo largo del siglo XX las vías navegables de los principales cuerpos fluviales de la cuenca del Plata fueron el principal canal de asentamiento y desarrollo humano, resaltándose en referencia al tramo medio, el eje de navegación Paraná-Paraguay (Tucci y Clarke, 1998). En este sentido, a nivel del tramo medio del río Paraná se habla de un proceso de artificialización de la planicie aluvial, fenómeno creciente y complejo de múltiples aristas, de suma gravedad en cuanto sustentabilidad del sistema. Se incluyen dentro de este fenómeno aspectos relacionados con la deforestación de islas y riberas, reforestación con especies no nativas (introducidas) y el subsecuente proceso de polderización. Esto es, un proceso de desecación de zonas costeras, donde los sedimentos que antes se evacuaban ahora se acumulan, lo cual provoca una desestabilización y alteración del sistema. Sumado a estas alteraciones, se incluye la creciente urbanización (Tucci y Clarke, 1998), la cual ocurre muchas veces de forma no planificada sobre las riberas de los ríos, y sobre zonas identificadas como de riesgo hídrico, junto con la construcción de obras viales transversales sobre la planicie. Sobre todo estas últimas obras, causan una alteración permanente en las condiciones de escurrimiento del río-planicie (Del Barco, 2000).

Todos estos cambios en el uso de la tierra pueden haber aumentado la escurrimiento, la sedimentación, los caudales, y a su vez verse relacionados con los episodios de inundación registrados en las últimas décadas del

siglo pasado (Tucci y Clarke, 1998). En este sentido, a lo largo del tiempo tanto los cambios en los usos del suelo como la deforestación, podrían considerarse como factores conductores de la tendencia secular de los caudales del siglo XX (Antico y col., 2015). Anderson y col., (1993) señalan que para la cuenca no existe evidencia consistente de que los cambios en la dinámica de precipitación asociada con cambios en los usos de la tierra, hayan jugado un rol importante en las inundaciones extremas registradas en las últimas décadas del siglo XX. Krepper y col., (2008) analizando la fluctuación temporal del coeficiente de escurrimiento, detectaron para la cuenca un cambio en la tendencia alrededor de 1965-1970, relacionada en parte con la deforestación, producto de los importantes cambios sucedidos respecto de la producción.

Por otro lado, la construcción de represas hidroeléctricas es sin lugar a dudas una de las principales causas que podría modelar y modificar en el corto y largo plazo la dinámica de un río. Entre los principales efectos que producen, se menciona la alteración del pulso de inundación, modificando los niveles hidrométricos y la alternancia de períodos secos-húmedos (Del Barco, 2000; Huntington, 2006). A partir de 1960, comienza a denotarse en la región el avance del desarrollo hidroeléctrico, mayoritariamente en la cuenca del alto Paraná, y fundamentalmente en Brasil entre 1965 y 1985 (Anderson y col., 1993; Tucci y Clarke, 1998; Barros y col., 2006).

El funcionamiento de las diferentes obras ubicadas sobre el Paraná, puede haber afectado el flujo del río, incrementándolo en la zona de la confluencia con el Paraguay al momento en que este se eleva. Así, las represas podrían modificar e incidir en la dinámica de las fluctuaciones intraanuales y anuales de los caudales. Anderson y col., (1993) postulan que la fluctuación intraanual de los caudales, podría deberse a una combinación de factores. Por un lado, a cambios en la distribución intraanual del régimen de precipitaciones, en conjunto con el efecto regulador ejercido por las represas que retrasarían la propagación de las inundaciones.

Anderson y col., (1993) plantean por otro lado, un tercer factor a considerar, el cambio climático. El incremento de las precipitaciones en las estaciones húmedas registrada en la cuenca del Paraná y Paraguay desde comienzos de 1980, podría relacionarse con un cambio en el clima ocurrido, postulado como hipótesis explicativa de la variabilidad del clima por gran parte de la comunidad científica. En este sentido, para la cuenca alta del Paraná, Krepper y col., (2008) plantean que los cambios en las tasas de precipitación y escurrimiento registrada desde 1970, serían mayoritariamente consecuencia de algún impacto antropogénico, más que de un impacto climático. Bajo este último supuesto, se incorpora la visión de que tal cambio del clima podría deberse a la influencia del hombre sobre el medio ambiente. Por ejemplo, respecto del aumento de las concentraciones de gases efecto invernadero (GHG, por sus siglas en inglés), efectos de la deforestación a escala mundial, aumento de la carga de aerosoles a la atmósfera, entre otros. Afectando estas alteraciones y actividades humanas a la climatología global y por lo tanto contribuyendo a la producción de extremos en las precipitaciones (Anderson y col., 1993).

1.2.2 Cambio climático. Conceptos y posturas.

Hasta 1970 los especialistas en el estudio del clima a nivel mundial acordaban en que la evolución del clima del planeta mantenía una secuencia regular de fluctuaciones de años fríos y cálidos, secos y lluviosos, llamada variabilidad natural del clima. En 1970, se registró un calentamiento global que persistió en el tiempo (Jones y Moberg, 2003). Las mediciones de la temperatura media global en superficie revelaron incrementos de 0,74°C durante el periodo 1906-2005 (IPCC, 2007). Estos hallazgos produjeron que cierta parte de la

comunidad científica cuestionara la razón de las elevadas temperaturas en la variabilidad natural, gestándose la hipótesis de la influencia antrópica que sobrepuesta a la natural, empezaba a alterar el clima a nivel planetario hacia un calentamiento (IPCC, 2002, 2007). Así, este calentamiento refiere al incremento a largo plazo en la temperatura promedio de la atmósfera, provocado por la emisión de GHG producto de la actividad del hombre.

En general se denota que no existen diferencias claras entre los conceptos: fluctuación climática, variabilidad del clima y cambio climático, mal utilizados en repetidas oportunidades como sinónimos. El término “cambio climático” hace referencia al reemplazo de un conjunto de condiciones atmosféricas por otro diferente en una región en particular del planeta. El efecto de estos cambios se extiende a nivel global, afectando a todo el planeta (Iriando, 2011; IPCC 2014). Por su parte, la variabilidad del clima (o variación climática) refiere a una fluctuación o componente de la misma, cuya escala temporal característica es suficientemente larga para manifestarse como inconstancia apreciable en sucesivos valores normales (promedio de 30 días) de una variable. Se utiliza con frecuencia para indicar variaciones naturales comunes interanuales o interdecenales (OMM, 1983). La IPCC (2001) la define como variaciones en el estado medio y otros datos estadísticos del clima en todas las escalas temporales y espaciales, más allá de fenómenos meteorológicos determinados, causada por procesos internos naturales dentro del sistema climático (variabilidad interna).

La Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMCC), define al cambio climático como “un cambio del clima atribuido directa o indirectamente a la actividad humana que altera la composición de la atmósfera mundial y que se suma a la variabilidad natural del clima observada durante períodos de tiempo comparables”. La CMCC establece una diferencia entre cambio climático atribuido a actividades humanas que alteran la composición atmosférica, y variabilidad climática atribuida a causas naturales (IPCC, 2014). Cabe señalar que es tan sutil la diferencia establecida entre los términos, que de hecho, el Glosario de Términos de la IPCC (2002), al definir al cambio climático, señala ver además “Variabilidad climática”. Dado lo expuesto y considerando la falta de diferencias claramente establecidas en referencia a la terminología, se considera en esta Tesis hacer referencia directamente a fluctuaciones climáticas particulares, refiriendo a sus nombres específicos establecidos en la literatura.

Si bien gran parte de la comunidad científica indican el calentamiento futuro como “muy probable” (Houghton y col., 2001; IPCC, 2014), numerosos científicos cuestionan esta postura y relativizan el accionar humano como factor importante en la explicación del cambio. Los diferentes enfoques, entendimientos y posturas respecto del tema, han dado lugar a un fuerte debate que enfrenta a la comunidad científica embanderada en esencialmente dos “corrientes” de opinión diferentes. Una de estas corrientes es impulsada por el Panel Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) de Naciones Unidas. Plantean que el calentamiento del planeta es inequívoco. Sostienen que se ha recopilado a lo largo de las últimas décadas numerosa información respecto a los muchos cambios observados a partir de 1950 en todo el mundo, y que ellos no tienen precedentes aún en períodos milenarios antes del presente. Desde este punto de vista, la interferencia humana sobre el sistema climático es clara (IPCC, 2014).

Los científicos que descreen de la causa antropogénica como generadora del cambio climático, afirman que el clima está cambiando constantemente y que lleva un siglo de lento e irregular calentamiento. Dentro de este cuerpo de ideas, una de las hipótesis plantea que el calentamiento se encuentra dentro de los límites de las fluctuaciones naturales. Otros científicos creen que es consecuencia del propio proceso de salida de un período

previo frío, la “Pequeña Edad de Hielo” (Figura 5). La teoría más fuerte en esta línea es tal vez, la que sostiene que el fenómeno es producto de la actividad solar.

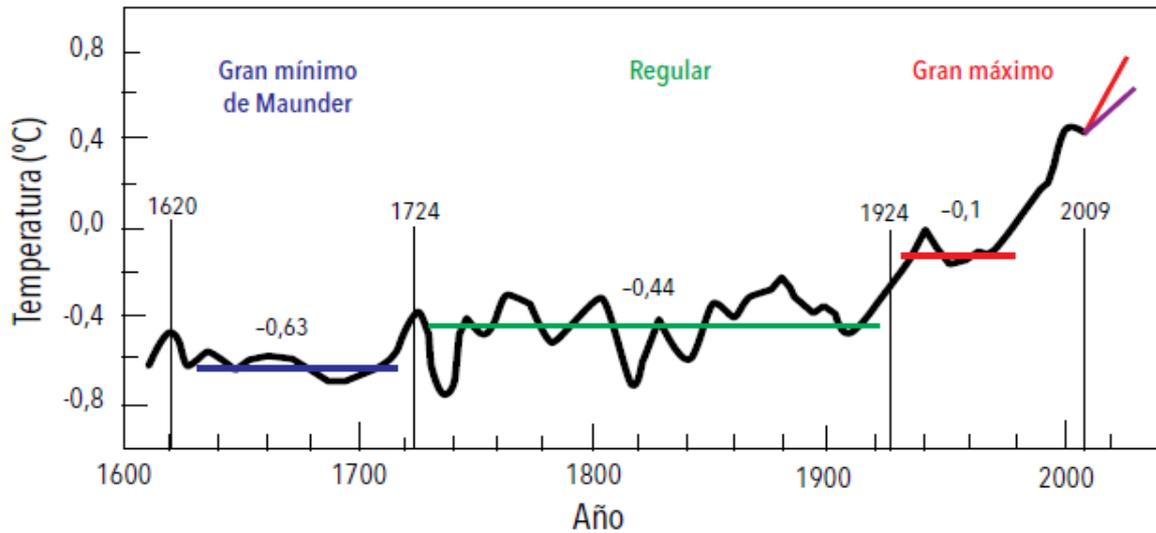


Figura 5. Temperatura media del hemisferio norte de los últimos 400 años (promedios anuales respecto de un valor medio de 14°C). Años indicados: fechas de ocurrencia de transiciones solares. Las proyecciones a partir de 2010 corresponden al IPCC. En rojo: estimativos en el caso de que las emisiones de GHG sigan aumentando al ritmo que los últimos 50 años; en violeta: se mantengan iguales a los niveles del 2000 (Figura modificada de: Duhau, 2011).

Por otro lado, quienes consideran al cambio climático como causa del accionar humano, sostienen que desde finales de la “Pequeña Edad de Hielo” (1850) hasta el presente, el incremento de la temperatura ha sido sostenido y a ritmos sin precedentes. Plantean que, desde mediados del siglo XIX, se produjo un notable aumento en las concentraciones de GHG por la actividad humana (Figura 6), registrándose en los mismos períodos incrementos sostenidos de la temperatura media. Basados en este hecho, afirman que esa actividad influyó e influye marcadamente en el calentamiento del planeta (Houghton y col., 2001; IPCC, 2014).

Se advierte que, si bien no hay acuerdo respecto del origen que genera el calentamiento del planeta, sí existe consenso en cuanto a reconocer el actual aumento en la temperatura media de la Tierra, y de que vivimos en un mundo más cálido que hace 50 años atrás, y que este calentamiento global repercute y se siente en los ecosistemas.

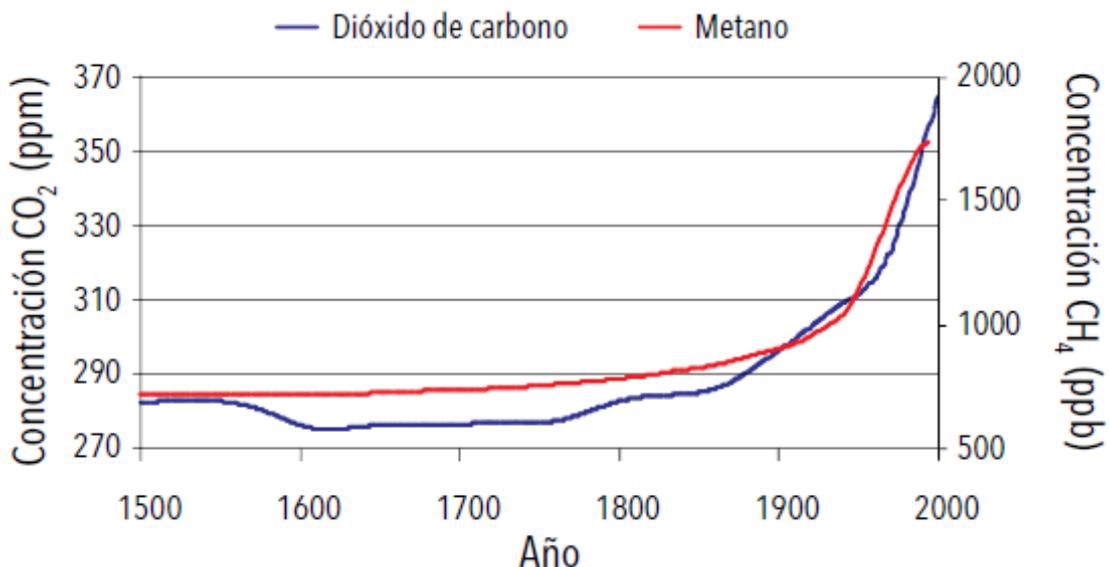


Figura 6. Forzantes del sistema climático (Figura modificada de: Solman, 2011).

1.2.3 Posibles escenarios futuros. Escala mundial.

Actualmente la hipótesis más difundida y con mayor grado de aceptación a nivel mundial que busca echar luz sobre el cambio climático, es la que postula como causa principal las emisiones de GHG, causantes del calentamiento global, adjudicando el cambio al accionar humano. Esta corriente proyecta que, dadas las continuas emisiones de GHG (forzamiento pasado y futuro) se esperan incrementos paulatinos en la temperatura promedio de la superficie terrestre y de los océanos, lo cual repercutiría sobre los patrones de precipitación, modificando las intensidades y frecuencias de los eventos climáticos extremos y el nivel del mar (IPCC, 2007).

Esta última fuente señala que el aumento de la temperatura media global de la superficie terrestre oscilaría (según los diferentes escenarios posibles) en un rango entre 0,4 y 2,6 °C para mediados del siglo XXI (2046-2065; con variabilidad interanual-decenal) y el consecuente ascenso del nivel del mar sería de entre 17 y 38 cm. Para finales del siglo XXI (2081-2100) se proyectan rangos probables entre 0,3 y 4,8 °C y 26 y 82 cm respectivamente. Por otro lado, los cambios en el ciclo del agua no serían uniformes. Se prevén elevaciones de las precipitaciones en las latitudes altas y en la franja del Ecuador, disminuyendo en cambio en zonas subtropicales, lo cual acentuaría el contraste entre regiones húmedas/secas y entre estaciones. El ciclo del carbono se vería afectado dado los incrementos de las concentraciones de CO₂ en la atmosfera. Se advierte que estos impactos afectarán con diferentes intensidades a las distintas regiones del planeta (IPCC, 2014).

Al contrario de quienes se posicionan desde el cambio climático por causas humanas, la teoría más fuerte es tal vez la que sostiene que el fenómeno es producto de la actividad solar. Se argumenta que la actividad solar afecta la temperatura atmosférica produciendo variaciones en el clima (Duhau, 2011). El calentamiento medido desde mediados del siglo XX sería resultado de la superposición del calentamiento lento de la tierra por efecto del sol, el cual ha venido sucediendo ya desde el gran mínimo de Maunder (entre 1645 y 1715, mínimo de manchas solares; Figura 3), sumado al ascenso cuasirregular de la temperatura, producto de la salida del período denominado Pequeña Edad del Hielo. En esta línea, tanto la temperatura del planeta como las concentraciones de CO₂ atmosférico, han fluctuado significativamente a lo largo de la historia de la tierra (Figura 7).

Esta línea de pensamiento postula que se aproxima un nuevo gran mínimo de la actividad solar, que llevaría a un descenso progresivo de la temperatura media del planeta, provocando una nueva “Pequeña Edad de Hielo”. Actualmente el sol presenta su menor actividad en décadas, con la luminosidad más tenue que se haya registrado en un siglo, este descenso plantea la posibilidad del advenimiento de otra “Pequeña Edad del Hielo” (entre 2030 y 2040), proceso similar al que congeló gran parte de la tierra durante el siglo XVII (prolongado período de calma de la actividad solar denominado “Mínimo de Maunder”, 1645-1700) y principios del XVIII. Considerando que el CO₂ está a un nivel 50-60% por encima de lo normal, y el declive de la radiación solar está algunas centésimas por debajo del 1%, aun así, las variaciones de la luminosidad del sol serían más potentes que los cambios producidos por los GHG. De producirse una reducción de la actividad solar similar a la registrada durante el “Mínimo de Maunder” la atmosfera terrestre se enfriaría (Shepherd y col., 2014). Lo que respecta específicamente a los posibles escenarios climáticos futuros de la cuenca del río Paraná, y sus influencias probables sobre la ictiofauna del tramo medio, se presenta y discute en el Capítulo 7 y 8 de esta tesis.

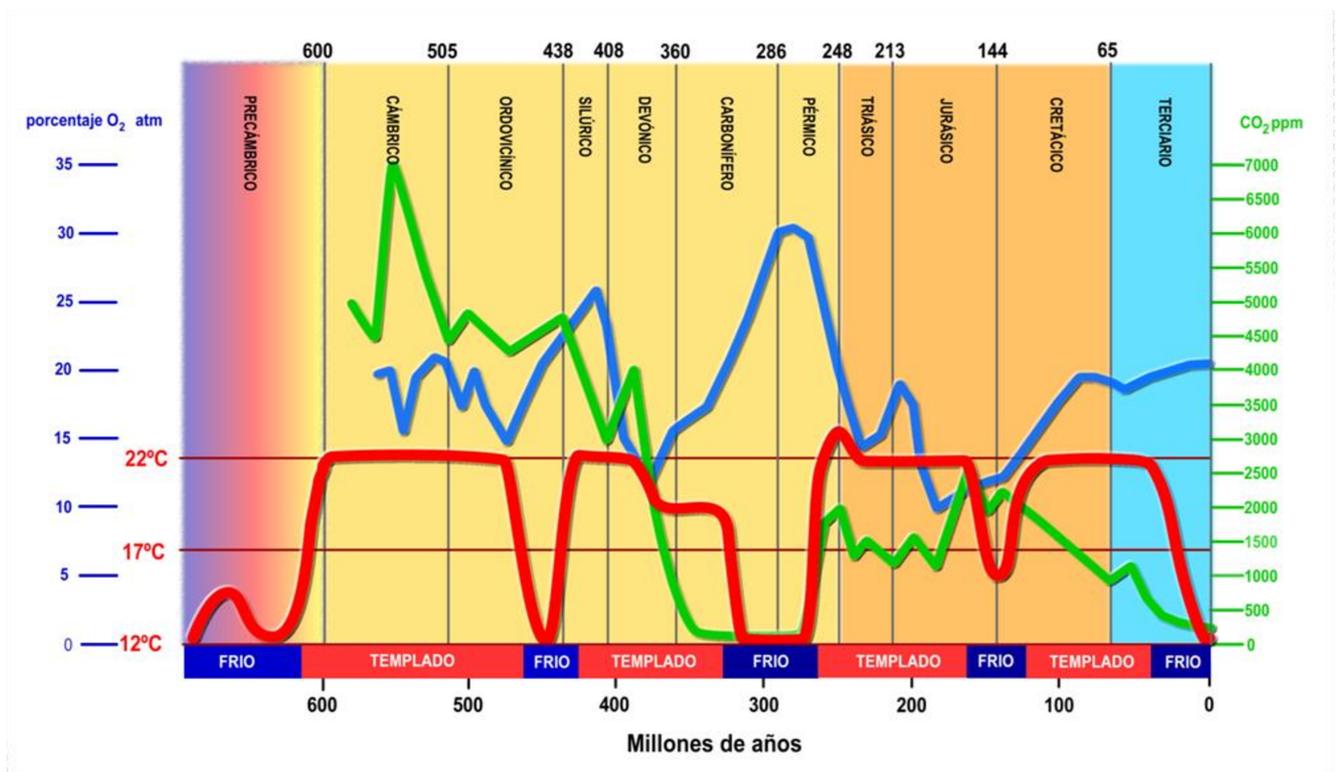


Figura 7. Períodos climáticos. Fluctuación de la temperatura media del planeta (en rojo, datos de R. Scotese, www.scotese.com/climate.htm) y concentración de CO₂ en partes por millón (ppm, en verde; proyecto Geocarb; http://www.geocraft.com/WVFossils/Reference_Docs/Geocarb_III-Berner.pdf) y O₂ en porcentaje de la atmósfera (en azul; Berner, 2007) en los últimos 600 millones de años (Figura modificada de: <https://abcienciade.wordpress.com/2007/12/16/temperatura-y-co2/>).

1.3 Relaciones con la biota.

Esta sección profundiza en el análisis del efecto de las fluctuaciones climáticas sobre la biota, centrandose en el interés en la fauna de peces continentales. Sobre todo, efectos sobre la ictiofauna del tramo medio del río Paraná y las principales especies de importancia comercial. Vale aclarar que, el término “biota” en esta sección es usado en su acepción más amplia, esto es, incluyendo al ser humano, con el fin de ilustrar de modo general las afectaciones de los cambios del clima sobre la vida en el planeta. De hecho la Tesis se centra en la relación entre esos cambios y uno de los componentes de esa biota, la ictiofauna. Aun así, en un sentido estricto, la interacción con el ser humano está siempre presente por la eventual incidencia indirecta de éste en el clima y directamente sobre el mismo recurso pesquero. Se desprende de aquí, una vez más, que lo “antrópico” puede ser una de las causas (o no) de procesos de alcance global que afectan a la vida en el planeta, incluida la del hombre mismo.

1.3.1 Incidencia de las fluctuaciones climáticas en la biota.

Los ecosistemas brindan numerosos recursos esenciales para la supervivencia de la vida en el planeta. Ellos incluyen diversos componentes: alimentos, fibras, combustibles y energía; pasturas; recursos para la industria medicinal; agua y aire limpio; control de las inundaciones/tormentas; polinización, dispersión de semillas, plagas y control de enfermedades; formación y mantenimiento de suelos; biodiversidad; valores culturales, espirituales, estéticos y paisajísticos; así como también posibilitan actividades recreativas; además de su rol clave en el mantenimiento de procesos biogeoquímicos. Diferentes informes de la IPCC (2001, 2002, 2007, 2014) referencian estudios acerca de los efectos del cambio climático en diferentes ecosistemas alrededor

del mundo, llevados a cabo en áreas templadas y altas latitudes, en gran mayoría, y también en algunas zonas de bajas altitudes. Demuestran que en aproximadamente el 80% de ellos se produjeron cambios en parámetros biológicos, físicos y químicos.

Cambios en las frecuencias e intensidades de los eventos ENOS, así como los cambios sufridos por el clima sobre todo a lo largo del siglo pasado a escala mundial, han inducido modificaciones de diversos tipos en las comunidades biológicas alrededor del mundo: alteración de las estaciones reproductivas de ciertas especies, de las migraciones de animales, en la extensión temporal de la estación de desarrollo, en la extensión de la distribución de ciertas especies, originando de esta manera efectos sobre los tamaños poblacionales y aumentando las frecuencias de plagas y brotes de enfermedades (se ha observado el corrimiento en sus límites y distribución; IPCC, 2002). En adición a los efectos directos del cambio climático, se espera la ocurrencia de efectos indirectos sobre las comunidades, sobre todo a través de su interacción con factores tales como el cambio en el uso del suelo o la dispersión de especies no nativas y/o epidemias (Brook y col., 2008).

Existe una abundante literatura que señala que el cambio climático aumentaría la tasa de pérdida de recursos biológicos, lo cual constituye una amenaza para las especies y ecosistemas, ya que se pueden alterar su estructura y funcionamiento al modificarse las interacciones entre los ciclos biológicos, geoquímicos e hidrológicos (IPCC, 2007). Estos efectos serían particularmente severos en los ecosistemas ya significativamente alterados por el efecto de la actividad humana. Los cambios inducidos en ellos acelerarían la pérdida de especies en la región, provocando conjuntamente la disminución de la oferta de recursos que proporcionan a la sociedad (CEPAL, 2015).

Recientes fenómenos extremos registrados, como ser, olas de calor, sequías, inundaciones, ciclones, tornados, y grandes incendios forestales, constituyen evidencias de la importante vulnerabilidad y exposición de ciertos ecosistemas a la actual variabilidad del clima. Estos peligros afectan a los países independientemente de su nivel de desarrollo, con incidencia más directa y fuerte sobre la calidad de vida de los sectores carenciados y vulnerables de la población (IPCC, 2014).

A lo largo de las últimas décadas numerosos trabajos científicos producidos alrededor del planeta documentan evidencia de respuesta biológica al cambio climático en los diversos niveles de organización, en ecosistemas marinos (Perry y col., 2005; Halpern y col., 2008), de agua dulce (Palis, 1996; Jeppesen y col., 2010) y terrestres (Boisvenue y Running, 2006; Toranza y col., 2012). Muchas especies terrestres, de agua dulce y marinas han visto modificadas sus áreas de distribución geográfica (Hickling y col., 2006), patrones de desarrollo (Crick y col., 1997), cambios estacionales (FAO, 2013), pautas migratorias (Jenni y Kéry, 2003), época reproductiva/de cría (Gibbs y Breisch, 2001), patrones de abundancia (Parmesan y Yohe, 2003) e interacciones respecto de otras especies, disminución de condición corporal y tasa de sobrevivencia (Alford y col., 2007). También se observaron extinciones locales y globales (Pounds y Crump, 1994) en respuesta al cambio climático en curso, resaltándose el rol clave de la temperatura media. Con variaciones en las respuestas, la tendencia general en diferentes trabajos muestra un corrimiento de los rangos de distribución de las especies hacia altas latitudes (Parmesan y Yohe, 2003) o mayores altitudes (Chen y col., 2009).

Se ha observado que las especies pueden mostrar tres posibles respuestas ante las anomalías climáticas: desplazamientos, adaptaciones (en cuanto a cambios evolutivos o adaptaciones fisiológicas) o extinciones locales (Holt, 1990; Peterson y col., 2001). Así, el desplazamiento de especies hacia temperaturas más frías

como respuesta al cambio climático es un fenómeno bien documentado, sobre todo en las regiones templadas (Daufresne y col., 2003; Seimon y col., 2007; Ficke y col., 2007; Comte y col., 2013).

La variabilidad climática natural a escala de milenios (grandes eras de hielo), siglos (el óptimo medieval de 950-1250 y la “Pequeña Era de Hielo” de 1500-1880) y décadas (la Oscilación Decenal del Pacífico) ha afectado las condiciones climáticas en la región y lo seguirá haciendo (Herzog y col., 2010). Según un estudio de modelamiento bioclimático realizado para el hemisferio occidental (Lawler y col., 2009), los Andes tropicales pueden experimentar un recambio muy grande de especies de aves, mamíferos y anfibios (cambio superior al 90% en ciertas áreas) en respuesta al cambio climático bajo diversos escenarios.

Por otro lado, la variabilidad natural del clima a velocidades inferiores a las del actual cambio climático antropogénico, ha causado a lo largo de millones de años grandes cambios en los ecosistemas e importantes extinciones de especies (IPCC, 2014). En este sentido, se plantea que la tasa actual de pérdida de biodiversidad por primera vez ha alcanzado un valor entre 100 y 1000 veces mayor a la propia extinción natural en etapas anteriores a la existencia humana (Pimm y Askins, 1995). Así, las especies afrontan riesgos crecientes de extinción, dado que el cambio climático interactúa con otros factores de estrés, como ser las modificaciones de hábitats, sobreexplotación de recursos naturales, contaminación y especies invasoras (IPCC, 2014), siendo el factor de mayor impacto la pérdida y/o alteración de hábitats.

En particular, la región de América Latina y el Caribe requieren vital atención, ya que figura entre las más vulnerables al cambio climático (CEPAL, 2015), siendo a su vez, una de las que posee la mayor biodiversidad del planeta. En efecto, algunos de sus países están considerados entre los más biodiversos del mundo como Brasil, Colombia, México y Perú (Székely, 2009). La región norte de Argentina junto con la Amazonía, los glaciares andinos, zonas secas del sur de Bolivia y norte de Chile, son las regiones donde se esperan las mayores afectaciones derivadas del cambio climático en la región (CEPAL, 2015). Numerosos autores e informes de alcance global resaltan el efecto directo que tendrá el cambio climático sobre la biodiversidad, tanto a nivel de organismos individuales, poblaciones y de ecosistemas. Por tanto, esta región cobra especial relevancia si se tiene en cuenta que entre el 25 y 50% de las especies son endémicas (el 30% de los musgos, el 25% de las plantas vasculares, el 40% de los peces y el 29% de las aves; Herzog y col., 2011) y que, por lo tanto, son más susceptibles debido a su adaptación a nichos ecológicos exclusivos (IPCC, 2002). Pese a esto, la información referida a sus efectos directos e indirectos sobre las especies y ecosistemas es escasa (Pounds y col., 2000).

1.3.2 Respuestas de los peces a las fluctuaciones climáticas.

En general a nivel mundial no son muchos los estudios referidos al cambio climático y su incidencia en la producción pesquera, con excepción de investigaciones específicas en comparación con todos los sectores de la producción primaria (IPCC, 2002). Jobling (1997) abordó el tema desde el punto de vista fisiológico, con técnicas para analizar los efectos de la temperatura en los índices de crecimiento. Otros investigadores los relacionaron con su efecto sobre el desarrollo larval (Rombough, 1997) y el rendimiento reproductivo (Van der Kraak y Pankhurst, 1997). Handisyde y col. (2006) investigaron la influencia sobre la acuicultura mundial de los cambios en la temperatura, precipitación, aumento del nivel del mar, fenómenos extremos, variabilidad climática y corrientes oceánicas, afectando sobre todo la productividad primaria y por lo tanto la disponibilidad de alimentos, así como la distribución de enfermedades, proliferación de algas tóxicas y de depredadores.

Sharp (2003) analizó la influencia a futuro sobre las pesquerías regionales en función de los cambios climáticos examinados a lo largo de la historia. Para ello evaluó la dinámica climática en relación con la evolución de las especies, las sociedades y variabilidad de las pesquerías. El autor ubica a las pesquerías en grandes lagos y ríos, en segundo puesto en cuanto a su grado de respuesta ante la variabilidad climática (en orden descendente de susceptibilidad), luego de las pesquerías en pequeños ríos y lagos, en regiones en las que los cambios de temperatura y precipitaciones son mayores.

La WFC (2007) publicó dos informes donde se señalan las amenazas (considerando las variaciones en la temperatura fruto del cambio climático) que sufrirían las pesquerías y la acuicultura en las aguas marinas y sus efectos sobre la subsistencia de otras comunidades dependientes de ellas. A partir de esto, se diseñaron estrategias de adaptación a los efectos del cambio climático, entre las que se resalta la sugerencia de integrar la actividad acuícola a la agricultura, y que la ordenación pesquera debe dedicarse a investigar sobre posibles métodos de adaptación, y no por el contrario a la búsqueda de rendimientos máximos. Respecto de repercusiones climáticas sobre la pesca afectando indirectamente a la acuicultura, Schmittner (2005) postula una disminución de la productividad oceánica.

En cuanto a pesquerías de aguas continentales, Ficke y col. (2007) ofrecen una completa revisión acerca del estado del conocimiento a nivel internacional, en relación con los efectos de los cambios del clima sobre las pesquerías de agua dulce. Señalan que el cambio climático en sistemas de agua dulce se manifestará a través del aumento de la temperatura del agua, disminución de niveles de concentración de oxígeno y aumento de toxicidad de agentes contaminantes. Indican también, que la alteración de los regímenes hidrológicos y el aumento de temperaturas de las aguas subterráneas afectarán las comunidades ícticas lóxicas. En sistemas lénticos, la eutrofización podría exacerbarse y volverse más pronunciada la estratificación, afectando negativamente al funcionamiento de las cadenas tróficas y a la disponibilidad y calidad de hábitats. Por otro lado Nunn y col. (2007) relacionaron cambios producidos sobre el reclutamiento de peces ciprínidos en ríos en relación con los cambios potenciales del cambio climático en la corriente del Golfo.

Estudios recientes (IPCC, 2007), sostienen con un elevado grado de confianza que los cambios observados en los sistemas biológicos marinos y de agua dulce (por ejemplo en las zonas de distribución y migraciones más tempranas de los peces en los ríos), están relacionados con el creciente aumento de la temperatura del agua. En líneas generales, como sucede en otros sectores de la producción primaria, se espera que también la producción íctica sea afectada por cambios en el clima, variando las repercusiones e intensidades según la zona/región del planeta que se trate (De Silva y Soto, 2009).

1.3.3 Mecanismos que afectan el reclutamiento íctico

Se han propuesto diversos mecanismos basados en variables hidrológico/climáticas para explicar las variaciones en el reclutamiento de las especies ícticas en los sistemas río planicie. El grado de afectación de las fluctuaciones de los niveles de agua y de temperatura dependerá, a su vez, de la estrategia reproductiva de las especies, relacionada con sus historias de vida. Estas últimas procuran explicar la evolución de diversos rasgos de los organismos intentando adaptaciones a las variaciones de las condiciones ambientales (Winemiller, 2005). Se han propuesto tres principales estrategias para la historia de vida de los peces: periódica, oportunista y de equilibrio (Winemiller, 1989; Winemiller y Rose, 1992). Cada una posee sus características distintivas en

cuanto a supervivencia, fecundidad, inicio y duración de la reproducción, asociadas a ciertas condiciones hidroclimáticas (Winemiller, 2005). Las especies periódicas, de fundamental interés en esta tesis puesto que la mayoría constituyen el ensamble íctico comercial del tramo medio, presentan un tiempo de desarrollo/crecimiento prolongado, un esfuerzo reproductivo moderado, gran tamaño corporal, alta fecundidad por lotes (puestas) y baja inversión energética por cría (Winemiller, 1989; Winemiller y Rose, 1992). Los individuos con esta estrategia se verían favorecidos en entornos altamente estacionales.

Específicamente, la ictiofauna Neotropical presente en el tramo medio posee diferentes estrategias reproductivas que se clasifican en (Vazzoler, 1996; Agostinho y col., 2004; Suzuki y col., 2004, 2009; Rossi y col., 2007): especies migradoras de larga distancia (LM), migradoras de corta distancia sin cuidados parentales (CM), sedentarias con fecundación externa y con cuidados parentales (CP), y especies sedentarias o migradoras de corta distancia con fecundación interna (FI). La mayoría de las especies de interés comercial del sistema son migradoras de larga distancia con ejemplares de gran porte que realizan extensas migraciones longitudinales a través del cauce principal con fines reproductivos (Bonetto y Pignalberi, 1964; Godoy, 1975) y cuyas larvas, luego de nacer en los ambientes lóticos, vuelven por deriva río abajo ingresando pasivamente en los ambientes leníticos de la planicie donde hallan refugio y alimento (Oldani y Tablado, 1985).

La dinámica general de las comunidades acuáticas en grandes ríos con planicies de inundación, está gobernada por la alternancia entre periodos secos y húmedos, esto es, fluctuaciones del nivel del agua que generan diferentes grados de conexión lateral que modulan el intercambio de agua, nutrientes y organismos entre el cauce principal del río y la llanura de inundación adyacente, características que definen el concepto de pulso de inundación o “flood pulse concept”, según su acepción inglesa (Lowe McConnell, 1987; Junk y col., 1989; Neiff, 1990; Thomaz y col., 2004). Durante el período húmedo, esto es la fase de inundación (potamofase), la planicie y el cauce se conectan permitiendo los intercambios laterales mencionados (Junk y col., 1989; Neiff, 1990). Una mayor conectividad entre los ambientes inundables, incrementa el número de zonas de cría (nursery) para la fauna íctica e impulsa una elevada diversidad de especies (Winemiller, 2004). En cambio, durante la fase de aguas bajas y medias (limnofase, estiaje), las zonas aluviales de mayor elevación comienzan a desconectarse de los otros cuerpos de agua, lo que conduce al confinamiento de los organismos acuáticos dentro de estos hábitats durante períodos de tiempo variables (Lake, 2003). En estas circunstancias, a medida que se incrementa paulatinamente el aislamiento de los cuerpos de agua, se produce un flujo de materiales desde la planicie hacia el río (Neiff, 1990).

Numerosas especies ícticas migradoras neotropicales presentan un alto grado de sincronización entre su ciclo reproductivo y la dinámica del flujo de ríos estacionales (Agostinho y col., 2004; Agostinho y col., 2007; Bailly y col., 2008). Debido que la temperatura varía relativamente poco en regiones tropicales/subtropicales, el régimen fluvial y las inundaciones periódicas en la planicie, adquieren un rol central impulsando las migraciones, reproducción y desove en las especies migradoras (LM o periódicas) y determinando, por lo tanto, su reclutamiento (Godoy, 1975; Junk y col., 1989; Gomes y Agostinho, 1997; King y col., 2003; Rossi y col., 2007). En nuestra región (subtropical/templada con oscilaciones térmicas más pronunciadas), las inundaciones estacionales originadas por precipitaciones, producto del conjunto de oscilaciones climáticas que actúan a nivel de la cuenca y el continente, coincidentes con el calentamiento de primavera, generan las condiciones óptimas para el éxito en el reclutamiento (mayor producción de juveniles) de las especies de importancia comercial

(LM), del sistema (Humphries y col., 1999; Winemiller, 2005; Górski y col., 2010, 2011; King y col., 2003; Humphries y col., 2014). En síntesis, tanto la dinámica fluvial como la temperatura, parecen ser los principales impulsores físicos (Poff y Ward, 1989), para el sostenimiento de las poblaciones ícticas referidas, a las latitudes del tramo medio del río Paraná.

1.3.4 Importancia de la fauna íctica.

La relación entre el hombre y los peces proviene de larga data. La vinculación proviene de principios del Paleolítico. El pez como recurso alimenticio fue incorporado a la dieta de las poblaciones de homínidos establecidos en ambientes fluviales y/o costeros cuando comenzaron a desarrollar técnicas de pesca (Garvía, 2016). Luego, el desarrollo de grandes civilizaciones y pueblos originarios organizados en aldeas, fue posible a las orillas de grandes cursos de agua dulce. El río Nilo, por ejemplo, proveía de abundantes cantidades de pescado fresco, alimento básico para la población del antiguo Egipto (Feidi, 2001). En nuestra región, para las poblaciones de los Chaná-Timbúes la pesca era el principal medio de subsistencia (conservaban la carne de pescado secándola al sol y ahumándola; Sastre, 1939). Sastre (1939), dice en su descripción de esta población: *[...] Más al nombrar los habitantes de las aguas dulces, los peces de nuestros ríos, solo escenas apacibles y risueñas se ofrecen a nuestra reminiscencia... Hay variedad y abundancia de peces en todos los canales y arroyos del delta, como para satisfacer todos los gustos; tan distintos en formas, tamaño y color, como en sabores, con la particularidad de ser todos un alimento sano en todo tiempo y sin excepción.*

La importancia adjudicada a los peces se evidencia también en reproducciones pictóricas, cerámicas, grabados y una gran diversidad de instrumentos y armas relacionadas con la pesca, que son recolectados y estudiados por arqueólogos en nuestra región. También se evidencia en múltiples términos en lenguas originarias que remontan a la fauna íctica y a las actividades pesqueras.

Como se viene mencionando, la relación entre los humanos y los peces, no solo incluye el consumo de su carne como importante fuente de proteína animal, sino que también, representa un medio de subsistencia y seguridad alimentaria para millones de personas. Desde un punto de vista evolutivo, esa relación tendría importante relevancia. El desarrollo del cerebro humano ha estado relacionado con fuentes de alimentos ricos en ácidos grasos omega-3 (DHA: docosahexaenoico, EPA: ácido eicosapentaenoico) y omega-6 (PUFA, ácidos grasos poliinsaturados) de cadena larga, ya que la mayor parte de la dieta de nuestros antepasados estaba constituida por ese tipo de ingesta. Existen pruebas que señalan que el desarrollo del *Homo sapiens* se produjo en ambientes ricos en recursos ícticos, moluscos y mamíferos marinos, constituyentes de importante aporte de DHA (Crawford y col., 1999; Valenzuela, 2009). Además, numerosos estudios médicos confirman aspectos positivos de la incorporación de pescado en una dieta sana, en el crecimiento físico y en el bienestar general (Hunter y Roberts, 2000).

En zonas ribereñas de grandes ríos sudamericanos los peces de agua dulce representan un importante aporte a la dieta de numerosos grupos de poblaciones dado, como se mencionara, el alto valor nutritivo de su carne (Kinsella, 1988). Ello determina que este alimento aporte en promedio aproximadamente un 20% (o más) de la ingesta de proteínas animales per cápita a más de 1.500 millones de personas, mayoritariamente de países en desarrollo (De Silva y Soto, 2009).

Con el paso del tiempo, la valorización del rol de los ácidos grasos provenientes de la carne de pescado en la alimentación humana ha provocado el aumento de su consumo en la mayor parte de las sociedades, en particular en el mundo desarrollado. Por otro lado, en comunidades rurales de muchas partes del mundo, constituye una fuente única de proteína animal fresca y a precio asequible (De Silva y Soto, 2009). En este sentido, a diferencia del resto de los alimentos de origen animal destinados al consumo humano, sólo el pescado es capturado mayoritariamente en su medio silvestre.

En líneas generales, con el paso del tiempo ha habido cambios significativos en los patrones mundiales de producción y consumo de pescado (Delgado y col., 2003) dado, no sólo su rol clave en la seguridad alimentaria de la población (según lo mencionado), sino también en la generación de ingresos. Unos 43,5 millones de personas trabajan directamente en el sector pesquero, perteneciendo la gran mayoría de ellos a países en vías de desarrollo. Por otro lado, intervienen en las industrias afines a las tareas de elaboración, comercialización, distribución y suministro cerca de 200 millones de personas a nivel mundial (FAO, 2012).

Los suministros totales al mundo en 2010 fueron de unos 148 millones de toneladas de pescado (representando un valor total de 217.500 millones de dólares). De este total, aproximadamente 128 millones se destinaron al consumo humano. En 2011, la producción se incrementó hasta alcanzar 154 millones de toneladas, de los cuales 131 millones se destinaron a alimentos (FAO, 2012).

Según De Silva y Soto (2009) la producción de peces comprende básicamente dos subsectores:

- la pesca de captura, que depende exclusivamente del estado de las poblaciones silvestres, donde el reclutamiento y presencia responden a procesos naturales; y
- la producción de peces cultivados/producidos mediante procesos de piscicultura (acuicultura), cuya importancia relativa con el tiempo ha venido incrementándose

La pesca comercial proveniente de la baja cuenca del Plata comprende casi la totalidad de la producción de la pesca continental Argentina (Baigún y col., 2003), encontrándose las mayores pesquerías situadas a lo largo del tramo medio del río Paraná. Espinach Ross (1993) estima la producción de peces de agua dulce proveniente de la Cuenca del Plata en 15.000 toneladas por año. La actividad ha sido y es sobre todo, una pesca de tipo artesanal-comercial, de subsistencia y recreativa. La pesca de agua dulce representa una fuente importante de ingresos para la industria del turismo en las regiones adyacentes al río Paraná en su tramo medio, así como para las exportaciones de pescado. Entre 2007 y 2013, el volumen de peces comerciales de agua dulce exportados en la cuenca del plata en territorio argentino generó ingresos de aproximadamente 113 millones de dólares (FAO, 2014).

1.4 Importancia del estudio para la región.

1.4.1 Caracterización del ensamble íctico.

Para la ictiofauna de la cuenca del río Paraná se han citado aproximadamente 400 especies, cuya abundancia y distribución varía según los diferentes sectores de la cuenca (López y col., 2002, 2008). La riqueza de especies resulta mayor en las áreas subtropicales (alta cuenca), disminuyendo hacia las templadas (baja cuenca) (Baigún, 2013). Los órdenes predominantes son los Characiformes y Siluriformes (el 80% de las especies se agrupan en estos dos órdenes) que representan, a su vez, los grupos que han experimentado la mayor radiación adaptativa en los sistemas fluviales Sudamericanos y ocupan, actualmente, los más diversos ambientes

y nichos ecológicos (Peteán, 2009). Ambos órdenes presentan adaptaciones que les permiten optimizar su éxito reproductivo el cual se relaciona con la utilización de áreas separadas para las funciones de desove, cría y alimentación (Lowe-McConnell, 1999; Peteán, 2009). Numerosas especies ícticas migradoras neotropicales se caracterizan por presentar un alto grado de sincronización entre su ciclo reproductivo y la dinámica de flujo de los ríos estacionales (Agostinho y col., 2004, 2007; Bailly y col., 2008). Bonetto (1963), Bonetto y Pignalberi (1964) y Bonetto y col. (1971) fueron precursores en el estudio de las especies migradoras y el efecto de las variaciones hidrológicas en sus estrategias reproductivas en el río Paraná.

La última lista actualizada de especies de agua dulce de Argentina realizada por Mirande y Koerber (2015) considera un total de 515 especies, incluidas 15 exóticas. La región del Paraná-Plata presenta la mayor riqueza íctica de Argentina, ya que alberga 33 de las 39 familias de peces de agua dulce citadas para el país (sin considerar a la fauna estuarina), entre ellas las grandes migradoras de importancia comercial (Atlas de la Actividad Económica de la República Argentina, 1983). La mayor parte de las especies del corredor fluvial Paraná-Paraguay posee un linaje brasílico o “tropical” (Ringuelet, 1975; López y Miquelarena, 2005) con muchas de ellas en el límite más austral de su distribución en la región (Sverlij y col., 2013). Considerando las tres provincias ictiogeográficas propuestas por Ringuelet (1975), la ictiofauna del tramo medio del río Paraná pertenece a la ecorregión “eje potámico subtropical” de la provincia Paranoplatence (López y col., 2002). Las distribuciones biogeográficas de la gran mayoría de las especies neotropicales de agua dulce se hallan limitadas por el paisaje regional y las características ecológicas, como ser la geomorfología de las cuencas, el clima, tipos de hábitats y las características químicas del agua. Las 11 principales áreas de endemismo de peces carácidos se agrupan en cinco regiones más grandes, una de ellas la del Paraná-Paraguay. Así la cuenca del Paraná en la mayoría de los estudios modernos de peces neotropicales se constituye como una de las principales unidades biogeográficas regionales (Albert y Reis, 2011). Para el tramo medio del río Paraná se han registrado aproximadamente unas 240 especies (Drago y col., 2003; López y col., 2008). La información más reciente menciona 185 especies para el Parque Nacional Pre-Delta (Almirón y col., 2015).

Alrededor de 20 especies de la cuenca son las de mayor relevancia en cuanto a su explotación por parte de pescadores artesanales, comerciales y/o deportivos. En particular sobresalen: sábalo (*Prochilodus lineatus*), dorado (*Salminus brasiliensis*), boga (*Megaleporinus obtusidens*), surubí pintado (*Pseudoplatystoma corruscans*), surubí atigrado (*P. reticulatum*), pacú (*Piaractus mesopotamicus*) y manguruyú (*Zungaro jahu*) (Ringuelet y col., 1967; Bonetto, 1986; Fuentes y Quirós, 1988; Del Barco, 2000; Iwaszkiw, 2001; López, 2001; Peteán, 2009). Estas especies son reconocidas por las grandes distancias que abarcan sus migraciones en la cuenca (Bonetto y col., 1969; Sverlij y Espinach Ros, 1986). Se reproducen durante el verano en los ambientes lóticos del cauce principal y utilizan los diversos hábitats inundables como criaderos de larvas y juveniles (Baigún y col., 2003). Del total de especies, el sábalo posee un rol fundamental en el sistema en tanto reciclador de materia orgánica y nutrientes (Ringuelet y col., 1967; Del Barco, 2000). Es la más abundante en biomasa y grado de explotación por la pesquería comercial ya que representa aproximadamente el 88,77% de las exportaciones totales. En orden de importancia le siguen la tararita (*Hoplias aff. malabaricus*) con el 4,16%, la boga (3,7%), el patí (*Luciopimelodus pati*) con el 1,35%, seguidas por otras especies de menor captura (Iwaszkiw y Lacoste, 2011).

Con el paso del tiempo se han registrado cambios notorios en las presencias, distribuciones y abundancias de algunas especies ícticas de importancia comercial, como es el caso del pacú y manguruyú, ambas especies en importante disminución (Aparicio, 2011). También cabe mencionar alteraciones producidas en la composición del ensamble íctico producto de la introducción de especies exóticas establecidas en el corredor fluvial. Algunas han adquirido ya la categoría de invasoras¹. Tal es el caso de la carpa común (*Cyprinus carpio*) y la tilapia de pecho rojo (*Tilapia rendali*) (Sverlij y col., 2013). Se ha informado también la presencia del esturión siberiano (*Acipenser baeri*; FAO, 1993; Pandolfi, 2016), y la, ampliamente distribuida en la región, madrecita norteamericana (*Gambusia affinis* y *G. holbrooki*), introducida en todo el mundo por su presunta eficiencia al alimentarse de larvas de mosquitos transmisores del paludismo (Enciclopedia Animal, 2017; Cabrera y col., 2017).

1.4.2 Del enfoque de este estudio.

Queda claro a través de lo discutido hasta aquí, que existe consenso mayoritario en la comunidad científica acerca del calentamiento del planeta desde principios del siglo pasado, más allá de los debates en cuanto al grado de responsabilidad que nuestra actual civilización ha tenido (y puede tener) sobre ese fenómeno. También existe consenso en que ese aumento de la temperatura media de la Tierra ha desencadenado una serie de variaciones en el clima, de diversa intensidad en las distintas regiones del globo. Dado este estado de cosas, y el rol del clima para la vida en el planeta, se ha detallado inicialmente cómo sus alteraciones pueden afectar a la mayoría de los ecosistemas acuáticos, continentales y marinos.

En particular, las variaciones climáticas originan perturbaciones en el régimen de precipitaciones que conducen a períodos secos y húmedos de larga duración que pueden alterar también el escurrimiento a largo plazo en los ríos. Los efectos de esta alteración sobre la ecología de sistemas río-planicie de inundación han sido poco estudiados (Junk y Wantzen, 2004), si bien se reconoce como un tópico crucial a investigar (Gehrke y col., 2011). El principal obstáculo para ello radica en la limitada y dispersa información disponible en escalas temporales prolongadas (una década o más) en relación con la biota y, específicamente, con los peces (Gehrke y col., 2011).

Puntualmente en América del Sur, la variabilidad climática del siglo pasado y su incidencia sobre los regímenes hidrológicos de algunos de sus grandes ríos, como el Paraná incluyendo los posibles escenarios futuros, viene siendo estudiada desde hace varios años (García y Vargas, 1998; Flamenco, 1998; Camilloni y Barros, 2000; Saurral y Barros, 2010; Antico y col., 2014; Barros y col., 2015). La forma en que esta situación ha afectado a un gran ecosistema acuático como el del río Paraná en su tramo medio, específicamente a sus peces, es un tópico en que el grupo de investigación donde se enmarca esta tesis, comenzó a abordar desde 2009. Los resultados obtenidos hasta el momento (Espínola y col., 2014), son los primeros en su tipo para nuestro río, consecuencia de ese intento y del interés presente.

En esta Tesis se presenta el detalle de los estudios realizados sobre los efectos de las variables hidroclimáticas sobre la ictiofauna del río Paraná. Esto es, la influencia de las variaciones interanuales de los niveles del río y la temperatura del agua, sobre las estrategias de vida de los peces de este gigantesco humedal.

¹ Se considera especie introducida (no-nativa, exótica) a aquellas que han sido intencionalmente y/o accidentalmente transportadas por el hombre a un área fuera de su rango de distribución geográfica natural. Como especie invasora se considera a las que, una vez introducidas pueden expandir su población (o rango de distribución) en la nueva situación geográfica sin necesidad de la intervención humana (Usher, 1991; Pysek, 1995).

Es decir, las evaluaciones realizadas contemplan las variaciones de las variables asociadas a las fluctuaciones climáticas ocurridas a largo plazo, que han operado a nivel continental. En el análisis, se incorporan los diversos factores de origen antrópico que intervienen y podrían distorsionar la interpretación de los resultados referidos a la biomasa íctica (por ejemplo: embalses en la cuenca alta; sobre-pesca, exportación y cambios en consumo/demanda de peces de importancia comercial; deterioro de la calidad del agua, entre otros).

1.4.3 Importancia, interés y aportes de este estudio.

Con esta Tesis se intenta dar un primer paso hacia una comprensión más clara, abarcadora y completa de los efectos de las alteraciones hidroclimáticas sobre las pesquerías de agua dulce en un gran río del mundo, como lo es el Paraná. La cuestión es clave no solo desde el punto de vista de la ecología básica (dada la escasez de antecedentes sobre el particular), sino también desde lo económico/productivo en el corto y largo plazo. En efecto, las connotaciones son profundas para la preservación del recurso, la mayor pesquería continental del país, cuya explotación constituye una fuente importante de alimento para la población en general y para los ingresos familiares de pescadores y operadores turísticos en toda la región litoral (Iwaszkiw, 2001; López, 2001).

Los efectos de la componente climática en el funcionamiento hidrológico de los ríos se superponen y articulan con los provocados por el accionar del hombre sobre las capturas ícticas según lo señalado en 1.3.2. Sus consecuencias (conjuntas y/o individuales) sobre la ictiofauna local son desconocidas hasta el momento. En esta Tesis se aborda este tema considerando impactos antrópicos como los mencionados en 1.3.2, y si bien los alcances del tratamiento dependieron de la cantidad y calidad de la información disponible, los resultados alcanzados implican un primer aporte sobre este particular.

Finalmente, la asociación de las respuestas ecológicas (pasadas y actuales) a las fluctuaciones hidroclimáticas, evaluada a la luz de las predicciones surgidas de modelos climáticos disponibles para la cuenca del Plata, ha permitido plantear sobre una base científica, probables escenarios futuros para las principales especies de la ictiofauna del río Paraná en su tramo medio.

Se advierte que el producto de la Tesis en su conjunto, atiende la necesidad urgente de llevar a cabo estudios de similar índole como base para el diseño de cualquier política destinada a la preservación del recurso y al sostenimiento de la biodiversidad y de los hábitats del gran humedal del Paraná en su tramo medio.

Antecedentes. Hipótesis y Objetivos del trabajo.

2.1 Estado del conocimiento.

En esta sección se realiza una revisión respecto del estado del arte de la temática central de esta tesis. Se analiza numerosa bibliografía referida a los efectos de cambio climático, así como perturbaciones de origen antrópico, que afectan y alteran el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, con un enfoque centrado sobre todo en la ictiofauna continental. Se realiza un primer acercamiento a los antecedentes a escala mundial, para luego caracterizar en mayor detalle lo conocido y esperado a escalas regionales analizando por ecozonas terrestres y distinguiendo entre antecedentes específicos del cambio climático, de los referidos a efectos antrópicos. A partir de este análisis de antecedentes y contraste de observaciones, es que surge la construcción de la hipótesis que guía esta investigación.

2.1.1 Antecedentes a escala mundial.

Según informes de la FAO (2012, 2013) y del IPCC (2007) el cambio climático afectará negativamente la producción de alimentos en el mundo, incluyendo la producción íctica. En particular este recurso es muy sensible a cambios en las condiciones oceanográficas (temperatura, oxígeno disuelto del agua y/o concentraciones de nutrientes). Por otra parte, el fenómeno ENOS (ver Capítulo 1), es referido como un factor de primer orden, ya que puede afectar tanto a las poblaciones marinas como dulceacuícolas, repercutiendo sobre sus abundancias y migraciones fuera de las áreas de pesca actuales (FAO, 2011). En este sentido, estudios realizados por la Organización Latinoamericana de Desarrollo Pesquero (OLDEPESCA, 2009) revelan que el cambio climático está modificando la distribución de las especies marinas y de agua dulce, desplazándolas desde las aguas más cálidas hacia los polos, lo cual origina variaciones en los tamaños de sus hábitats y en su productividad (disminuyéndolos), siendo amenazadas por alteraciones atmosféricas y oceanográficas como el fenómeno El niño/La Niña, huracanes, lluvias/sequias, corrientes marinas.

El aumento de la temperatura, previsto por diferentes informes del IPCC en función de diversos escenarios climáticos posibles de producirse, afectaría también a los procesos fisiológicos de los peces, con efectos tanto positivos como negativos sobre las pesquerías y ecosistemas acuícolas. Como es bien sabido, la fisiología de los peces esta intrínsecamente relacionada con la temperatura y fluctuaciones de los niveles del agua. Así, sus historias de vida podrían verse afectadas por alteraciones provocadas por el cambio climático (Roland y col., 2012) a lo largo del tiempo.

Trabajos recientes evidencian respuestas fenotípicas rápidas en relación al tiempo de generación del cambio climático en poblaciones de peces, asociadas principalmente por cambios en la temperatura (por ejemplo: en el momento de migración y reproducción, edad de madurez, crecimiento, supervivencia y fecundidad; Crozier y col., 2014). Las estimaciones de Parmesan y Yohe (2003) señalan que entre los últimos 20 a 140 años, más de la mitad (59%) de 1598 especies terrestres, de agua dulce y marinas han manifestado

cambios fenológicos² y/o en sus distribuciones medibles, relacionados a las modificaciones regionales sufridas por el clima (Parmesan y Yohe, 2003; Root y col., 2003).

Podría anticiparse por otro lado, que el sector acuícola enfrentaría la problemática de la escasez de agua en el futuro, tanto en las zonas costeras marinas apropiadas para la cría de peces y moluscos, como en las vinculadas con el agua dulce, lo cual conllevaría la posible generación de conflictos sociales por el acceso al recurso, dada una mayor competencia con otros usuarios como la agricultura y ganadería (FAO, 2013).

2.1.1.1 Observaciones generales.

En relación con los recursos fluviales del planeta, es sabido que los grandes ríos con llanuras de inundación del mundo, proporcionan importantes servicios ecosistémicos: intensifican el ciclo de nutrientes, mitigan inundaciones, proveen de agua dulce para producción y consumo humano, proporcionan hábitats para especies de interés socio-económico, mantienen la biodiversidad, facilitan la recarga de acuíferos, limitan la erosión costera e hídrica, incrementan las posibilidades de navegación, retienen sedimentos y materia orgánica, aportan numerosos productos de la fauna y flora silvestres entre los que se incluyen los forestales y pesqueros (Benzaquén y col., 2013).

Así, ante el escenario actual del calentamiento global del planeta, y las alteraciones de los patrones climáticos con sus diversas repercusiones sobre las comunidades y sistemas de las ecorregiones del mundo, se vuelve central conocer las relaciones existentes entre los ciclos biológicos de los seres vivos y las transformaciones climáticas de la atmósfera planetaria.

Los estudios focalizados en los efectos del cambio climático sobre la fauna íctica continental son aun relativamente escasos y están concentrados, en su mayoría, en América del Norte (investigaciones centradas en los salmónidos) y Europa (Ficke y col., 2007; Comte y col., 2013). El 90% de las publicaciones tratan el tema en zonas templadas (regiones Neártica y Paleártica), dado la disponibilidad de series históricas de datos derivadas de las pesquerías de interés comercial. En el hemisferio norte, en contraste con el hemisferio sur, las investigaciones enfocadas en el estudio del cambio climático sobre la ictiofauna continental, referida particularmente a los efectos sobre la distribución de especies, cuenta con una mayor trayectoria (Reist y col., 2006; Heino y col., 2009; Jeppesen y col., 2010; Booth y col., 2011; Comte y col., 2013). En el hemisferio sur solo se ha registrado una publicación en cada una de sus ecozonas (Australasia, Oriental, Neotropical y Afrotropical) (Figura 1; Comte y col., 2013). En general, los artículos referidos a cambios observados en la distribución de las especies en respuesta al cambio climático, focalizan en especies comerciales, como ser los salmónidos (54% de las publicaciones relevadas; Comte y col., 2013).

² La fenología es la rama de la ecología que se centra en estudiar el acoplamiento que existe entre los ciclos de los seres vivos con los ritmos climáticos y los cambios periódicos que tienen lugar ciclicamente en el tiempo atmosférico.

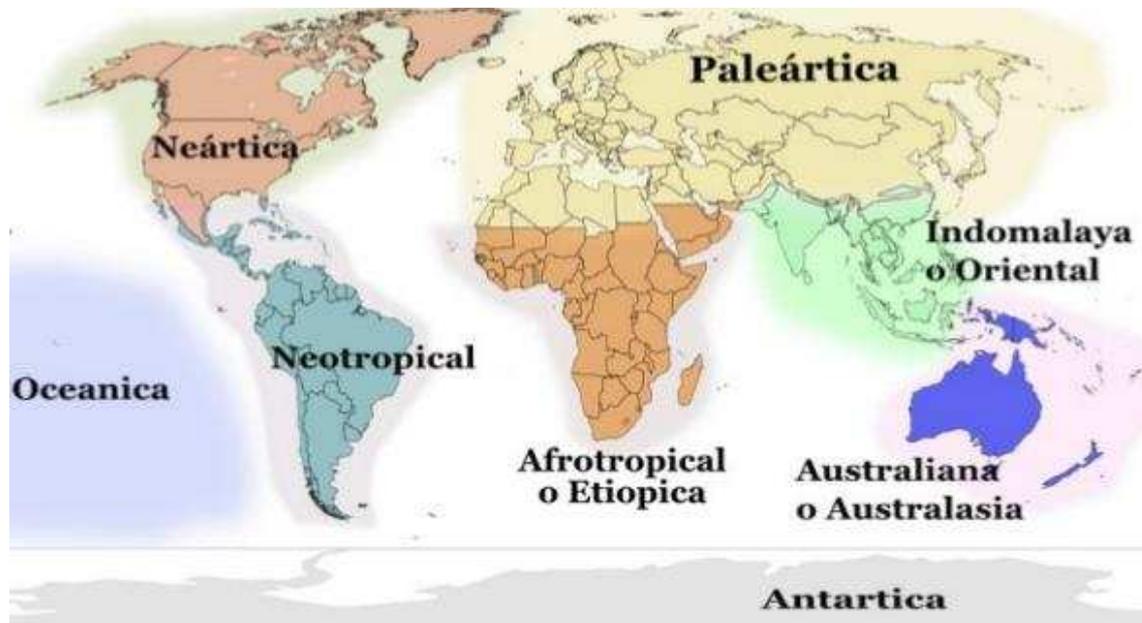


Figura 1. Ecozonas terrestres. Regiones biogeográficas de la tierra, en base a la evolución geológica y distribución de plantas y animales. Cada una de las 8 regiones es representativa de una unidad ecológica a gran escala, caracterizada por factores bióticos y abióticos (Figura modificada de: Udvardy, 1975).

En líneas generales, Poff y col. (2002), postulan para el hemisferio norte (mayoritariamente región Neártica y Paleártica), que el ritmo con que se producirán los cambios en los ecosistemas de agua dulce a nivel mundial, dependerá de la capacidad de las especies para desplazarse entre ambientes. En particular, resaltan la importancia de la existencia y preservación de corredores de dispersión, dado que éstos pueden alterarse fuertemente por causas antrópicas. Específicamente, respecto de la fauna íctica, los más afectados serían los peces de zonas de tierras bajas que no posean la capacidad de dispersarse hacia el norte (dada la carencia de corredores) y mayoritariamente las especies de aguas frías.

La modelización realizada por Xenopoulos y col. (2005) para diferentes escenarios futuros del clima propuestos por la IPCC, pronostica extinciones locales de numerosas especies ícticas en gran parte de los 52 ríos analizados en su estudio, ubicados entre las latitudes 42° norte y 42° sur del planeta. Los ríos seleccionados se hayan localizados mayoritariamente en la región Paleártica (ríos del sur de Europa, oriente medio y parte sur de Asia), Indomalaya, Afrotropical, Neártica (ríos de Estados Unidos y norte de México), Neotropical (sobre todo ríos de América Central y norte de Sudamérica, en Brasil) y Australiana (solo un río analizado).

En los ríos analizados de dichas regiones, en donde se prevén disminuciones de los caudales, se vería reducida la biodiversidad de agua dulce, perdiéndose en muchos casos más del 10% de la diversidad de peces para el 2070 (disminución de la riqueza de especies dado que ésta se relaciona con la superficie de la cuenca). A modo de ejemplo, en cuanto porcentaje proyectado de pérdida de especies de peces: región Afrotropical, río Senegal extinción de 9 spp de las 109 actuales; región Australiana, río Murray-Darling extinción de 9 spp de las 33 actuales; región Indomalaya, río Mahaweli Ganga extinción de 12 spp de las 44 actuales; región Paleártica, río Po extinción de 5 spp de las 40 actuales; región Neártica, río Grande extinción de 10 de las 55 spp actuales, y en la región Neotropical, río Parnaiba extinción de 5 spp de las 90 actuales.

2.1.2 Principales antecedentes por regiones.

2.1.2.1 Antecedentes específicos del cambio climático.

La revisión de los antecedentes más destacados de los efectos y posibles impactos del cambio climático sobre las poblaciones de peces, sobre todo de agua dulce, en cada una de las ecozonas del planeta (Figura 1), reveló los siguientes resultados:

En lo que respecta a la **región Afrotropical**, en el río Níger (Figura 2) se ha comprobado que en períodos secos (1969-1970 y 1985), las capturas ícticas disminuyeron drásticamente de 90.000 a 45.000 toneladas por año (Laë, 1994).



Figura 2. Cuenca del río Níger (en verde), uno de los más largos del continente africano y principal de África nor-occidental (Figura modificada de: Niger river map-es.svg).

En los macizos montañosos del Sahara central en Mauritania (noroeste de África), se analizó el grado de incidencia de las sequías en la extinción de las poblaciones de peces tropicales actuales endémicas de las montañas Adrar. Se verificó que de un total de 13 especies monitoreadas, cuatro se han extinguido desde comienzos de los períodos secos (desde 1970 las precipitaciones disminuyeron un 35%). Se señala que de reiterarse escenarios de bajos niveles de precipitación anuales en dichas regiones podrían ocurrir nuevas extinciones (Trape, 2009).

En la **región Neártica**, diversos trabajos (como ejemplo, Quinn y Kwak, 2003; Geheber y Piller, 2012) tratan la influencia a largo plazo de las características físicas de los ambientes sobre la estructuración de las comunidades ícticas. Tales los casos de las modificaciones introducidas por eventos hidrológicos extremos, los cuales impactaron directamente sobre la estructuración espacio-temporal del ensamble íctico, provocando que, a lo largo de un cierto período de tiempo (22 años de estudio) no fuera posible la recuperación completa del ensamble inicial.

Eaton y Scheller (1996) y Mohseni y col. (2003), estimaron para ecosistemas de agua dulce de Estados Unidos que los hábitats disponibles para las especies (por ejemplo: salmónidos) de aguas más frescas y/o frías, podrían reducirse hasta en un 50% dado el cambio climático (afectando así la abundancia y distribución de las especies), mientras que el hábitat para las especies de aguas templadas aumentaría en un 31%. También en ese país, numerosas publicaciones analizaron el efecto del cambio climático sobre poblaciones de salmónidos (*Oncorhynchus spp.*) del Pacífico, en actual peligro por los métodos de producción llevados a cabo, pérdida de hábitat y otro tipo de perturbaciones antropogénicas (Hanson y Ostrand, 2011).

Para un gran río como el Mississippi (Figura 3) y la cuenca de la costa atlántica de Estados Unidos, Mandrak (1989) predice que, debido al calentamiento climático 19 especies ícticas de aguas cálidas podrían invadir los sistemas bajos de los Grandes Lagos (Lagos Ontario, Erie y Michigan), mientras que por el



contrario, unas 8 especies de aguas frías podrían invadir la parte alta de dicho sistema de lagos (Lago Hurón y Superior).

Figura 3. Cuenca del río Mississippi (Figura modificada de: Shannon, 2016)

Respecto de las especies ícticas no nativas de esa ecozona, diversas investigaciones señalan que las especies termófilas y limnófilas se verían favorecidas por el cambio climático (Zambrano y col., 2006; Sharma y col., 2007; Rahel y Olden, 2008). Por su parte Moyle y col. (2013), analizaron posibles impactos del cambio climático sobre la fauna nativa y no nativa de agua dulce de California, demostrando que las nativas de agua fría presentan mayor vulnerabilidad a la extinción (82%) respecto de las no nativas (19%). En coincidencia con estos resultados, Rahel y Olden (2008) prevén, para el sur de los Estados Unidos, la ampliación de la distribución de la especie tropical de agua dulce introducida *Pygocentrus nattereri* (piraña).

Alteraciones oceanográficas asociadas al cambio climático en ecosistemas de la plataforma continental del noreste de Estados Unidos y su influencia sobre la distribución de peces marinos, fue analizada por Nye y col. (2009). Los autores observaron cambios en la distribución espacial de la mayoría de los stocks poblacionales de peces comerciales, sobre todo correlacionados con el incremento de la temperatura y cambios en la circulación de la Oscilación Multidecadal del Atlántico (AMO). Se vieron afectados los tamaños poblacionales (biomasa) y su estructuración espacio-temporal (cambios en el área total ocupada por las especie).

A partir de una revisión de las repercusiones potenciales del cambio climático en la acuicultura realizada por De Silva y Soto (2009), se señala que la mayor proporción (entre el 50-70% aproximadamente) de las actividades acuícolas se desarrollan en las regiones tropicales y subtropicales del mundo, sobre todo en Asia (mayoritariamente en la **región Oriental**).

Para la región Indomalaya, se ha postulado que la pérdida de biodiversidad de peces en los ríos tropicales de Asia tiene paralelismos con los registros existentes para ríos y arroyos distribuidos en otros países del resto de las regiones (Allan y Flecker, 1993; Bruton, 1995; Maitland, 1995). En este sentido, se ha advertido que el 20% de la fauna íctica de agua dulce ya está extinta o en peligro de extinción en un futuro previsible (Moyle y Leidy, 1992).

Por otro lado, como se ha visto en algunos de los ejemplos dados, uno de los impactos más esperados del cambio climático planteado por los investigadores, es su efecto sobre el rango de distribución de las especies, lo cual derivaría en consecuencias tanto ecológicas como económicas. En esta línea, en la **región Australiana**, estudios realizados en base a modelos, evalúan la capacidad de dispersión de las especies ícticas

de agua dulce en Nueva Gales del Sur (Figura 4) ante el cambio climático. En relación con la posibilidad de acceso a nuevos ambientes dada la pérdida de otros, al menos un tercio de las especies perderían más de la mitad de su rango actual de distribución (Bush y Hoskins, 2017).



Figura 4. Cuenca hidrográfica Nueva Gales del sur, Alpes australianos (Figura modificada de: Martyman, 2004).

Bush y Hoskins (2017) resaltan que las especies cuya área de dispersión se ve confinada específicamente a ambientes acuáticos (peces y moluscos de redes de arroyos), son más vulnerables al cambio climático que aquellas con rango de dispersión semi-terrestre (más amplia y con mayores posibilidades de conexión; por ejemplo, algunos anfibios). En este sentido, la conectividad entre hábitats resulta beneficiosa para las especies y, por lo tanto, se señala la necesidad de que los estudios de conservación de ecosistemas de agua dulce contemplen la movilidad de los taxones entre cuencas, asegurando además el acceso a zonas de refugio para aquellas especies de dispersión limitada.

Focalizando en la región, diferentes estudios se han centrado en la relación existente entre la estructuración de las comunidades ícticas y la biomasa registrada con los pulsos de inundación, y sus fluctuaciones debidas a cambios ambientales en ecosistemas de agua dulce de la región norte tropical de Australia. Se han correlacionado positivamente las abundancias de peces dulceacuícolas con la duración de las inundaciones anuales (Madsen y Shine, 2000).

Por otro lado, dado que las aguas australianas son hotspots (punto caliente de biodiversidad; área que presenta una especial concentración de biodiversidad) para los cambios ambientales inducidos por el clima, diferentes autores australianos (como ser, Madsen y Shine, 2000; Bond y col., 2011; Booth y col., 2011; Bush y Hoskins, 2017) revisan estos potenciales cambios y sus implicancias para la fauna íctica de agua dulce, marina y estuarina. De unos 300 trabajos relevados a nivel mundial relacionando “peces-rangos de distribución”, el 7% provienen del continente australiano. De esos, solo un trabajo muestra evidencia definitiva de cambios en las distribuciones inducidos por el clima, mientras que la mayoría se centran en predicciones a futuro (Bond y col., 2011).

Respecto de los ecosistemas de agua dulce y estuarinos, señalan que los cambios ambientales regulares (ciclos estacionales, eventos ENOS, no relacionados con el cambio climático) provocan modificaciones en las poblaciones y sus rangos de distribución, lo cual complejiza los esfuerzos por identificar este tipo de cambios y sus causas. En definitiva, tanto los incrementos de temperatura del agua, como la reducción de los flujos de agua (y cambios en las corrientes oceánicas en el caso de la fauna marítima), serían los principales impulsores de los cambios en las distribuciones de los peces australianos inducidos por el clima (Booth y col., 2011).

Cabe señalar además, que tanto en la región Australiana como en la Neártica, numerosas investigaciones ponen especial énfasis en las especies no nativas (introducidas, invasoras), que suelen encontrarse dentro de las de mayor interés comercial dado que, a diferencia de otras regiones del mundo, las comunidades ícticas de sus ríos se ven dominadas por ese tipo de peces, tal el caso de la carpa europea (Winemiller, 2004). Esa situación origina, en general, efectos aún indeterminados sobre la dinámica de la red alimenticia y funcionamiento de los ecosistemas.

Respecto de la fauna íctica marítima, estudios realizados en las islas del Pacífico, **región Oceánica**, demuestran la vulnerabilidad desigual de las comunidades acuáticas de los ecosistemas costeros ante el cambio climático (Nunn y Mimura, 1997; Nunn y col., 1999; IPCC, 2001). Ante los escenarios climáticos futuros planteados para la región, se pronostica que los cambios de la temperatura podrían determinar alteraciones en la distribución espacial de numerosas especies comerciales de peces (el calentamiento global disminuiría considerablemente en las próximas décadas los recursos ícticos de la región). Una redistribución espacial de los recursos (como ser el caso del atún) hacia latitudes más altas en el océano Pacífico, podría repercutir en serios conflictos socio-económicos en la región entre flotas industriales extranjeras y nacionales (FAO, 2008; Banco Mundial, 1996; FAO, 2012).

Un estudio realizado por la Secretaria General de la Comunidad del Pacífico (CPS), en función de previsiones climáticas postula que, la cantidad de peces de arrecifes coralinos, podría verse disminuida en aproximadamente un 20% para el año 2050 (Bell y col., 2016). En esta misma línea, un informe reciente realizado por la Unión internacional para la conservación de la naturaleza (UICN, 2017), señala que la pesca excesiva y la degradación registrada en los arrecifes de coral tanto en las islas del Caribe como del Pacífico, estarían amenazando de extinción a diversas especies ícticas, incluyendo algunas de gran valor económico y fuente de alimento clave de la región, como ser los atunes y meros. Estudios de esta índole se vuelven claves en la región, ya que la economía y seguridad alimentaria de las islas del Pacífico, dependen mayoritariamente de la actividad pesquera (Bell y col., 2016; UICN, 2017).

Por otro lado, en lo que respecta a la **región antártica**, una de las mayores y más valiosas regiones naturales del mundo, es a su vez, una de las más vulnerables y donde más notoriamente se estarían evidenciando los efectos del cambio climático. Entre los principales problemas registrados en la región polar se resalta, la pérdida de masa de hielo en las costas de la Antártida (Figuroa Diaz, 2010), sumado al retroceso de las nieves y de los glaciares, y cambios en la composición de la biota (migraciones de especies e introducción de exóticas) en la península antártica, consecuencias del calentamiento global. En este sentido, se plantea que el cambio climático está y continuará impactando sobre los peces marinos y estuarinos y las pesquerías. Los efectos más notorios van desde, incremento de tasas de consumo de oxígeno por parte de los peces (disminución del rendimiento aeróbico en mares más cálidos, lo cual podría repercutir en procesos de extinción y/o reubicación de especies en aguas más frías), cambios en los patrones de forrajeo y migraciones en los mares polares, hasta cambios en la composición de la comunidad de peces (Perry y col., 2005; Roessig y col., 2005). Respecto de las proyecciones futuras, los mayores impactos se verían reflejados en la distribución y abundancia de peces asociados a cambios en la temperatura (Roessig y col., 2005). En diferentes trabajos se resalta la necesidad imperiosa de poner foco en investigaciones que permitan profundizar la información disponible del continente Antártico y los efectos del cambio climático sobre la fisiología y ecología de peces, a los fines de volver más

precisas las predicciones en relación a los escenarios climáticos futuros (Roessig y col., 2005; Vanderhaven, 2013).

En lo que respecta a la **región Paleártica**, específicamente al continente europeo, en los últimos años se han realizado trabajos enfocados en el estudio de los efectos del cambio climático sobre la ictiofauna continental, sobre todo en grandes ríos de Francia, como ser el Ródano (Daufresne y col., 2003; Xenopoulos y col., 2005; Daufresne y Boet, 2007; Daufresne, 2008; Tisseuil y col., 2012; Daufresne y col., 2015) y sus costas marítimas (Poulard y Blanchard, 2005). Las principales conclusiones surgidas de estas investigaciones indican a la temperatura como el factor determinante de la distribución altitudinal de los peces, afectando de diversas maneras -y en diferentes grados- a las especies. Esas afectaciones implican alteraciones en su metabolismo, actividad, tasa de alimentación y digestión, alterando además, la selección de micro-hábitats, abundancias, distribuciones y, por lo tanto, repercutiendo en la competencia (interacciones bióticas, asociaciones) entre especies (Ficke y col., 2007; Rahel y Olden, 2008). Los estudios centrados en ríos mediterráneos más pequeños son escasos (Moreno y col., 2005; Elvira y Almodóvar, 2007; revisan efectos del cambio climático sobre los peces de la Península Ibérica).

Un análisis de la distribución potencial de los peces diádromos (especies migradoras de importancia comercial, y con mayor sensibilidad a las modificaciones de su entorno), presentes regularmente en Europa, norte de África y Oriente medio (28 especies), bajo condiciones predichas para el cambio climático en el siglo XXI propuestas por los informes de la IPCC (2007), señala que el calentamiento global conduciría a las especies hacia los polos, ejerciendo así una fuerte influencia en la distribución de las mismas (respuesta especie específica). Tanto las variables temperatura como precipitación resultan explicativas en todos los modelos generados (Lassalle y Rochard, 2009).

Específicamente, ante el aumento de la temperatura los peces de aguas frías se verían perjudicados (son un ejemplo, las truchas y salmónidos, y el corégono blanco en el norte de Europa; Karjalainen y col., 2015), mientras que las especies de aguas más cálidas se verían favorecidas (Daufresne y col., 2003). Unas 16 especies de aguas cálidas verían expandido su rango de distribución, mientras que 11 de agua fría lo restringirían (Lehtonen, 1996). Así, el aumento de temperatura del agua en ecosistemas templados probablemente favorecerá en mayor grado a los peces de agua dulce cuya distribución y éxito reproductivo, gobernados con gran fuerza por la temperatura, se ve actualmente limitado (Graham y Harrod, 2009).

Para el río Ródano se han observado aumentos en la abundancia de peces termófilos, contrarrestada por una disminución de la equitatividad (dominancia de ciertas especies ícticas; Daufresne y col., 2003; Daufresne y Boet, 2007). Respecto de las especies no nativas, se plantea que el cambio climático posiblemente permita a las mismas establecerse y ampliar su distribución (Clavero y García-Berthou, 2006). Por su parte, Jeppesen y col. (2010) realizan una revisión acerca de los cambios en la estructuración de las comunidades ícticas en lagos (en particular en sistemas poco profundos de Dinamarca y del mundo), dado efectos directos e indirectos de la temperatura, eutrofización, cambios en el nivel del agua, interacciones bióticas y distribución geográfica.

Se deduce que las posibles respuestas de la fauna íctica ante los cambios del clima podrían ser múltiples y difíciles de predecir, dado que variarían en función de sus grados de tolerancia, biología y etapas de desarrollo. La capacidad de adaptación a los cambios previstos del clima fluctuaría tanto entre especies como

entre hábitats, alterando el funcionamiento de las comunidades/ecosistemas, provocando entre otros efectos, la proliferación y nuevas dinámicas de especies ganadoras y/o perdedoras. En esta misma línea, en los ambientes marinos los cambios observados en la estructuración de las comunidades ícticas (sobre todo en las distribuciones de especies respecto de la temperatura) persistirán, lo cual puede conducir a la pérdida de especies de importancia comercial, de la mano del establecimiento de especies nuevas, adaptadas al calor (Graham y Harrod, 2009).

Por último, en lo que refiere a estudios realizados en la **región Neotropical**, en los ríos de América del Sur son aún escasas las investigaciones utilizando series históricas de datos de peces, que comprenden más de una década de información. Las pesquerías sudamericanas son dominadas básicamente por un número relativamente pequeño de especies grandes y de importante valor comercial (Welcomme, 1990). De Silva y Soto (2009) señalan que los efectos del cambio climático sobre la acuicultura de agua dulce en zonas tropicales y subtropicales de la región es aún muy difícil de predecir.

Un informe de la IPCC (2007) señala, con un grado de certidumbre alto, que los efectos del cambio climático pueden ser complejos y localizados, en cuanto a la cantidad y grado de actividad de pescadores artesanales y de subsistencia en la región de América Latina y el Caribe (Figura 5). En esta línea, se han identificado tres factores que podrían afectar negativamente la producción pesquera (sobre todo marina): a) el aumento de las temperaturas marinas, b) la variación de las corrientes oceánicas, y c) el incremento del nivel del mar (Easterling y col., 2007). Además se prevé, también con un elevado grado de confianza, la extinción de algunas especies locales de peces y cambios en la productividad de algunas de ellas (por ejemplo, del salmón y esturión) y en sus distribuciones regionales debido al calentamiento continuo, sobre todo de las aguas frías. Por otro lado, en algunos casos se plantea que al contrario, la productividad podría verse incrementada (Easterling y col., 2007).



Figura 5. Canoas y artes de pesca utilizadas por los pescadores en la pesca comercial artesanal (planicie de inundación del río Paraná en su tramo medio, Argentina; fotografías personales)

En muchos ríos tropicales y/o subtropicales con régimen estacional y planicies de inundación, tal es el caso del río Paraná, se ha documentado la importancia para el reclutamiento íctico del acceso a los ambientes en las llanuras y la conectividad entre ellos. Existen vastos antecedentes acerca de la asociación existente entre la variación interanual del reclutamiento con la duración, y en menor medida con la magnitud de las inundaciones. Años con eventos de inundación de mayor duración e intensidad se asocian con incrementos en las condiciones corporales, crecimiento y reclutamiento de diferentes poblaciones de peces (Agostinho y col., 2004; Bailly y col., 2008; Suzuki y col., 2009; Scarabotti y col., 2011; Abrial y col., 2014; Espínola y col., 2014; Oliveira y

col., 2014), sobre todo en las especies migradoras, como ser el sábalo *-Prochilodus lineatus-*, la especie comercial más importante de la región (en el río Paraná: Fuentes y Quirós, 1988; Quirós y Cuch, 1989; Gomes y Agostinho, 1997; en el río Pilcomayo: Stassen y col., 2010). Por otro lado, las fases de aguas bajas producen el flujo de materiales (transporte e incorporación de grandes cantidades de materia orgánica y nutrientes) desde la planicie hacia el río a medida que se incrementa el aislamiento de los cuerpos de agua hasta tanto se produzca una nueva fase de inundación (Neiff, 1990). Los períodos de limnofase poseen además gran importancia ecológica en cuanto la relación que presentan con la supervivencia de larvas, juveniles, y el reclutamiento (Suzuki y col., 2004; Baigún y col., 2013; Espínola y col., 2013; Abrial y col., 2014). Durante las fases de estiaje, las zonas aluviales de mayor elevación comienzan a desconectarse de los otros cuerpos de agua, lo que conlleva al confinamiento de los organismos acuáticos dentro de estos hábitats durante diferentes períodos de tiempo (Lake, 2003). En estos períodos la influencia de las fuerzas locales tales como entradas de agua, la acción del viento, la temperatura y las lluvias, junto a otros factores abióticos (oxígeno, conductividad, etc.), se convierten en factores determinantes en la estructuración íctica (Bailly y col., 2008; Fernandez y col., 2009).

Esta temática, central para esta tesis, se trata con mayor detalle en los Capítulos 5 y 6. Aquí, se comentan solo los antecedentes más destacados en cuanto a investigaciones realizadas en la cuenca del Paraná y en Argentina en particular.

En la línea de investigaciones que relacionan al cambio climático con los peces de agua dulce de grandes ríos en Argentina, cabe resaltar el trabajo realizado por Espínola y col. (2014), quienes analizaron, en la planicie de inundación del tramo medio del río Paraná, una serie histórica de 14 años de densidades de peces durante el período 1996-2009. En función del análisis de fluctuaciones hidrológicas interanuales, se señala que la densidad íctica es significativamente mayor durante la década húmeda (década de 1990) respecto a la década seca (década de 2000).

En el cuadro de síntesis (Tabla 1) se resumen los principales antecedentes revisados hasta aquí. Cabe destacar resultados de los estudios basados en diversos enfoques empleados en la literatura de peces de agua dulce para la evaluación de los efectos inducidos por el cambio climático.

Tabla 1. Cuadro de síntesis de la literatura de peces de agua dulce enfocados en la evaluación de los efectos inducidos por el clima sobre las comunidades ícticas. Principales trabajos por tópicos de análisis.

Enfoque	Factor	Efectos inducidos	Más afectados	Referencias
Cambios en la distribución (<i>N</i> = 21)	T	Desplazamientos (en busca de aguas más frías; hacia los polos)	Spp de aguas frías (-)	Poff y col., 2002
	O ₂			Daufresne y col., 2003
Cambios en las abundancias (<i>N</i> = 8)	N	Variaciones en tamaño/disponibilidad de hábitats	Spp de aguas cálidas (+)	Ficke y col., 2007
	T	Disminución de productividad		Comte y col., 2013
	PS	Reducción de hábitats		Bush y Hoskins, 2017
Cambios fisiológicos-fenológicos (<i>N</i> = 4)	T	Incremento de hábitats	Spp de aguas cálidas y templadas (+)	Laë, 1994
	Q	Incremento del reclutamiento y densidades		Daufresne y col., 2003
	PH			Hanson y Ostrand, 2011
Extinciones locales (<i>N</i> = 7)	T	Alteración de historias de vida (migración, reproducción, crecimiento, supervivencia, reclutamiento)	Termófilas (+)	Eaton y Scheller, 1996
	SC	Disminución de la riqueza íctica		Mohseni y col., 2003
	PS	Perdida de la biodiversidad ecosistémica		Easterling y col., 2007
Estructuración de las comunidades (<i>N</i> = 13)	T	Disminución de equitatividad (cambios en las dominancias)	Termófilas (+)	Espínola y col., 2014
	Q	Sustitución de spp (invasión de unas en reemplazo de otras)		Roland y col., 2012
	EHE			Crozier y Hutchings, 2014
Spp exóticas (<i>N</i> = 8)	T	Menor vulnerabilidad a extinción respecto de nativas	Termófilas (+) Limnófilas (+)	Parmesan y Yohe, 2003
				Zambrano y col., 2006
				Rahel y Olden, 2008

T: incremento de la temperatura (T°C), Q: fluctuación de los caudales, niveles del agua, O₂: concentración de oxígeno disuelto del agua, EHE: eventos hidrológicos extremos, N: concentración de nutrientes, PS: períodos secos (años, décadas), PH: períodos húmedos (años, décadas), SC: superficie de la cuenca. Spp: especies. *N*: número de estudios analizados en este capítulo en referencia a dichos tópicos.

2.1.2.2 Antecedentes específicos de efectos antrópicos.

La revisión de antecedentes más destacados respecto de los impactos directos e indirectos de la actividad humana (entre otros, construcción de represas, sobrepesca) sobre los ecosistemas acuáticos, y específicamente sus efectos sobre las poblaciones de peces principalmente de agua dulce, observados en cada una de las ecozonas del planeta (Figura 1), reveló los siguientes resultados:

En la **región Neártica**, diversos trabajos analizan la influencia a largo plazo de las modificaciones introducidas por las represas sobre la estructuración espacio-temporal del ensamble íctico. A partir de la comparación de la estructura y composición de la ictiofauna previa y posteriormente al funcionamiento de una represa en el río White (Arkansas, Estados Unidos), se ha registrado una disminución significativa de la diversidad íctica (Quinn y Kwak, 2003). En dicho estudio se resalta la necesidad e importancia de contar con series de datos biológicas históricas.

Informes de la IPCC (2014) señalan para dicha región entre los principales impactos observados atribuidos al cambio en relación con factores antrópicos (humanos o gestionados), a los medios de

subsistencia, salud y/o economía. Por otro lado, América del Norte se ve afectada por diversas y severas problemáticas ambientales que afectan la calidad y diversidad de sus ambientes lóticos y marinos, afectando por lo tanto a la producción íctica de dichos sistemas. Durante las últimas décadas más de un tercio de los manglares se han perdido o convertido, alrededor del 20% de los arrecifes de coral han sido destruidos y otro 20% más se han deteriorado. Los humedales costeros ha alcanzado en ciertas regiones el 20% anual. En el océano Ártico se evidencian y anticipan efectos producidos por el cambio climático en zonas marinas y costeras dado pérdidas de cubiera de hielo marino, erosión de los litorales, inundaciones estacionales y derretimiento de permafrost. Trabajos que analizan el grado de impacto de los factores antropogénicos sobre los diferentes ecosistemas, subrayan el mayor impacto acumulado de las actividades humanas en los ecosistemas costeros (CCA, 2010).

Numerosos trabajos se han desarrollado en la región referidos al estudio de como la conjunción de factores antrópicos (desmanejo del recurso, degradación de la calidad del agua y contaminación de ambientes lótico-leníticos, desarrollo urbano-agrícola, descarga de aguas residuales, modificaciones del paisaje, construcción de obras de ingeniería) y naturales han afectado en las últimas décadas a las comunidades ícticas, sobre todo focalizando el interés en las especies de interés comercial (son ejemplos, Deegan y col., 1984; Baca 2001; Sondergaard y Jeppesen, 2007; Vidal-Martínez y col., 2015).

En esta misma línea, en la **región Indomalaya**, Dudgeon (2000a) ha estudiado la peligrosidad y grado de impacto que implica la construcción de grandes represas sobre la biodiversidad en ríos tropicales con planicies de inundación asiáticas. Destaca que entre las principales amenazas para las comunidades acuáticas relacionadas con la actividad humana figuran: la alteración/regulación del flujo (incluye aquí el efecto de la extracción de agua para riego), la contaminación, alteración de la cuenca de drenaje, se indica en especial el efecto de la deforestación y también la sobrepesca. Para dimensionar el grado de impacto, en 1950 Asia contaba ya con 1.541 grandes represas (en ese entonces representaban el 30% del total mundial; van der Leeden y col., 1990), para 1982 esta cifra aumentó a 22.701 (el 65% del total mundial con el 82% localizadas en China). La

India por su parte, ocupaba en esa última fecha el quinto lugar en el mundo (con 1.085 grandes represas; el segundo país en cantidad de Asia tropical). Si bien el número total de represas construidas ha cambiado (aunque ha disminuido la rapidez con que se construyen, se han seguido incrementando), la cantidad en proporción de represas en el continente asiático respecto del total mundial, sigue siendo muy elevada (Dudgeon, 2000a).



Figura 6. Cuenca del río Mekong, uno de los ríos más grandes del mundo y el quinto más largo de los asiáticos (Figura modificada de: Mekongbasin.jpg).

Este enfoque cobra importancia si se tiene en cuenta que la producción íctica en los ríos asiáticos tropicales y sus planicies de inundación es muy elevada (Scott, 1991). A modo de ejemplo, la sección baja de la cuenca del río Mekong (Figura 6), produce anualmente 500.000 toneladas de biomasa íctica en Camboya, proporcionando entre un 40-60% de la ingesta de proteínas animales a los habitantes de esa región. Pese a esto, dados los motivos mencionados, existe una tendencia en toda Asia tropical hacia el declive y pérdida de especies que componen la pesca continental, registrándose disminución del esturión chino y el pez espada del sur de China. Aunque esto viene siendo señalado desde hace más de cuatro décadas, las amenazas antrópicas persisten e inclusive se han visto exacerbadas en los últimos años (Dudgeon, 2000b).

Para la **región Neotropical**, estudios realizados en la cuenca del Amazonas (Figura 7), indican que los mayores efectos registrados en los últimos tiempos sobre la fauna íctica se deben a la sobrepesca y a las alteraciones de los ambientes por el accionar humano (mega proyectos de infraestructura), que amenazan la conectividad y el continuo ambiental de la cuenca. Señalan además que, muy probablemente el impacto negativo observado sobre los recursos hidrobiológicos se incrementa a medida que el cambio climático global afecte las temperaturas del planeta (Barthem y col., 1995; Alonso y col., 2009; FAO, 2013).

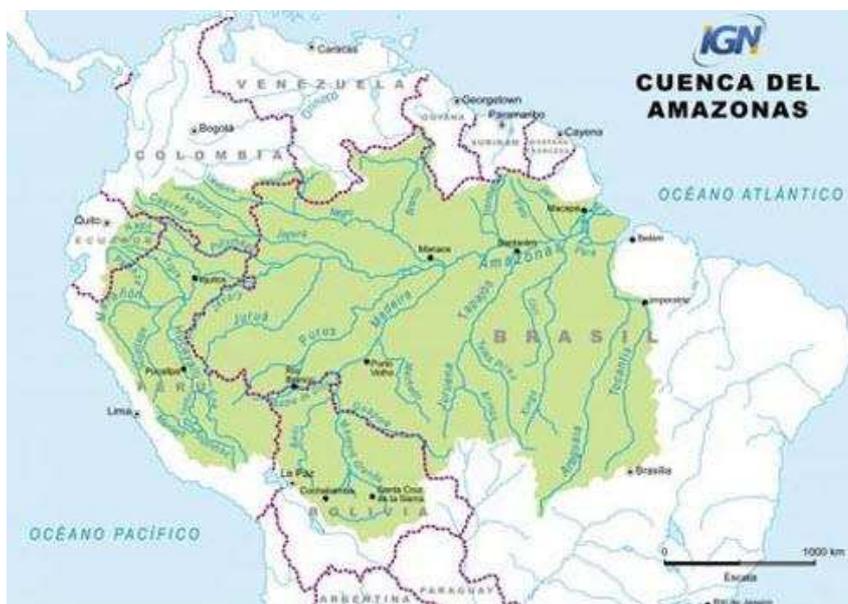


Figura 7. Cuenca hidrográfica del río Amazonas (Figura modificada de: IGN, 2016).

Roland y col. (2012) respecto del efecto de las acciones humanas sobre las aguas continentales del territorio brasileiro, señalan que los posibles escenarios futuros del clima y los ecosistemas acuáticos de Brasil son altamente inciertos, mientras por el contrario, están bien documentadas las presiones existentes sobre los ambientes lótico-leníticos producto de cambios ambientales, como ser: los cambios en los usos de la tierra, la fragmentación del paisaje, las desviaciones de cuerpos de agua, la creciente urbanización y contaminación. Estas modificaciones son procesos que en cortos periodos de tiempo pueden alterar los patrones biogeoquímicos de las aguas continentales. Dichos autores resaltan, además, la importancia de preservar los elementos claves del paisaje evitando así perturbaciones extremas en los sistemas, a los fines de asegurar la sostenibilidad de las aguas continentales brasileñas.

En líneas generales, en la región la mayoría de los trabajos se concentran en la cuenca de los ríos San Francisco y alto Paraná, con un enfoque especialmente centrado en el efecto de las represas sobre el pulso de inundación y la conectividad entre ambientes lótico-leníticos (Baigún y col., 2010). Los estudios disponibles refieren en su mayoría, a las modificaciones de esta última sobre la fauna íctica, comparando escenarios antes y después de la construcción de esas grandes obras de ingeniería (Agostinho y col., 1994, 2004, 2008; Bailly y col., 2008; Fernandes y col., 2009).

En este sentido, importa destacar que más de 40 represas han sido construidas en el alto Paraná en territorio brasileño (Figura 8) desde 1960 (Rodrigues y col., 2005; Agostinho y col., 2007). Las represas pueden modificar las características del pulso de inundación (afectando por ejemplo las descargas, intensidades de las crecidas, grados de conectividad), induciendo por lo tanto consecuencias para las comunidades de peces (Agostinho y col., 2004, 2008). Se ha documentado en el tramo alto del Paraná la influencia negativa del efecto de barrera de las represas (o de bloqueo) sobre las rutas migratorias de las especies ícticas, siendo las más afectadas aquellas que efectúan migraciones largas y cortas (Agostinho y col., 1994, 2008).

De todos modos, diferentes autores sostienen que la capacidad de las represas de la cuenca superior del Paraná para reducir las intensidades de los picos de inundación sería muy pequeña, dado su modo de funcionar (embalse lleno o casi lleno con mínima regulación de las descargas), por lo que no perturbarían el pulso de inundación de la cuenca del Paraná aguas abajo, en sus tramos medio e inferior (Banco Mundial, 1996; Cacik y Paoli, 2000; Giacosa y col., 2000; Paoli y Cacik, 2000; Paoli, 2011).

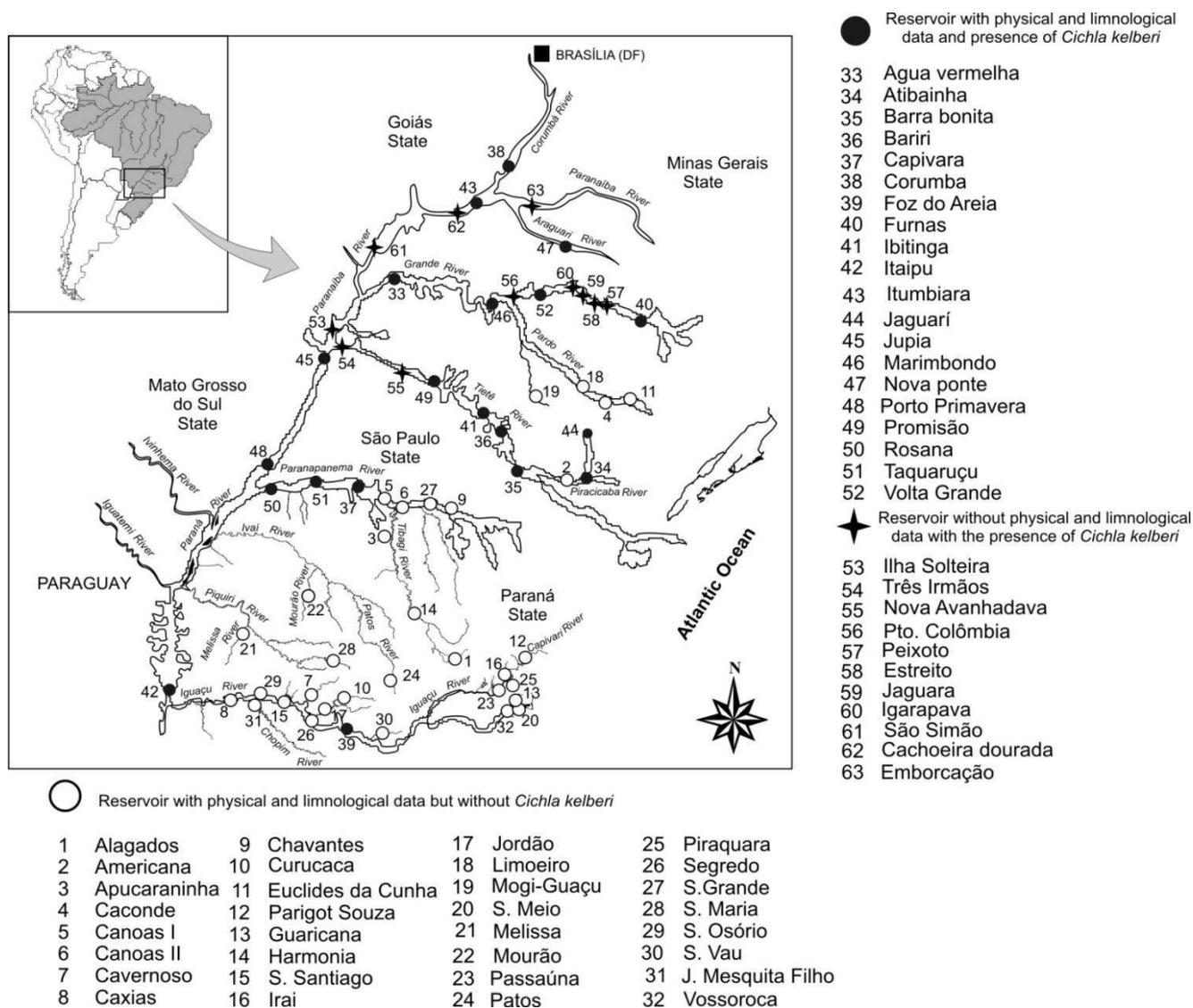


Figura 8. Tramo alto del río Paraná. Localización de las principales represas ubicadas sobre su llanura de inundación (Figura modificada de: Espínola y col. 2010).

En lo que respecta al sector medio del río Paraná, no existen aún investigaciones de esta índole, si bien cabe señalar que en esta sección se cuenta con un corredor fluvial libre de más de 1500 km de extensión, coincidente con las rutas migratorias de la gran mayoría de las especies de peces migradoras de larga distancia

de la cuenca (Bonetto, 1963; Bonetto y Pignalberi, 1964; Bonetto y col., 1971; Baigún y col., 2003), lo que sumado a los 2500 km de flujo no represado del río Paraguay (principal afluente del tramo medio), permiten suponer que el efecto de bloqueo migratorio de las especies del tramo medio sería menor. Estudios realizados (Palmer y col., 2008) indican que las áreas que requieren de acciones de manejo para mitigar los impactos del cambio climático son mucho mayores en las cuencas impactadas por represas, en comparación con aquellas cuencas donde los ríos presentan su flujo libre.

El proyecto “Pampa II” (Proyecto Argentino de Monitoreos y Prospección de Ambientes Acuáticos), una de las redes de trabajo impulsadas por el CONICET (<http://www.pampa2.conicet.gob.ar/>), pionero en el estudio del cambio climático en lagunas, se ha propuesto analizar con instrumentos desarrollados localmente, las variaciones climáticas que estarían produciendo múltiples alteraciones en los ecosistemas leníticos de nuestro país, y posibles soluciones ante acontecimientos inesperados. Desde hace aproximadamente 5 años, integrantes del proyecto vienen trabajando conjuntamente para tratar de comprender la reacción y comportamiento de estos ambientes ante determinados eventos naturales y humanos. Mediante exhaustivas mediciones (13 lagunas pampásicas monitoreadas por boyas automatizadas, ubicadas entre Córdoba y Buenos Aires) se intenta analizar e identificar los factores que modifican estos ambientes y por lo tanto, que especies se ven afectadas por estas variaciones.

2.2 Hipótesis y Objetivos.

2.2.1 Construcción de la hipótesis.

La reciente revisión realizada por Comte y col. (2013) analiza los conocimientos generados a lo largo de las últimas cuatro décadas en el mundo sobre lo observado y lo predicho en referencia a los cambios inducidos por el clima en la distribución de las especies ícticas de agua dulce. Los autores contemplan un total de 77 estudios publicados entre 1980 y 2012, de los cuales 11 corresponden a efectos observados recientemente (14%, sobre un total de 68 especies) y 66 a efectos predichos (86%, proyecciones bajo posibles escenarios climáticos futuros, sobre un total de 161 especies). En líneas generales, Jeppesen y col., (2010) plantean que el cambio climático alterará directa o indirectamente la estructuración y funcionamiento de las comunidades de los ecosistemas dulceacuícolas en todo el mundo.

El número de artículos publicados en referencia a la predicción de futuros cambios en la distribución de las especies ícticas inducidos por variaciones del clima, se ha ido incrementando gradualmente desde la década de 1980, cuando se publicó el primer trabajo con estas características (Figura 9); mientras que el primer artículo con evidencia empírica de la influencia del cambio climático data de la década de 1990 (Comte y col., 2013). Los estudios que informan sobre los efectos del cambio climático en las comunidades ícticas de agua dulce se incrementaron en forma evidente en los últimos dos décadas. Sin embargo el número de artículos con evidencia observable/experimental sigue siendo proporcionalmente menor en comparación con los estudios referidos a efectos previstos.

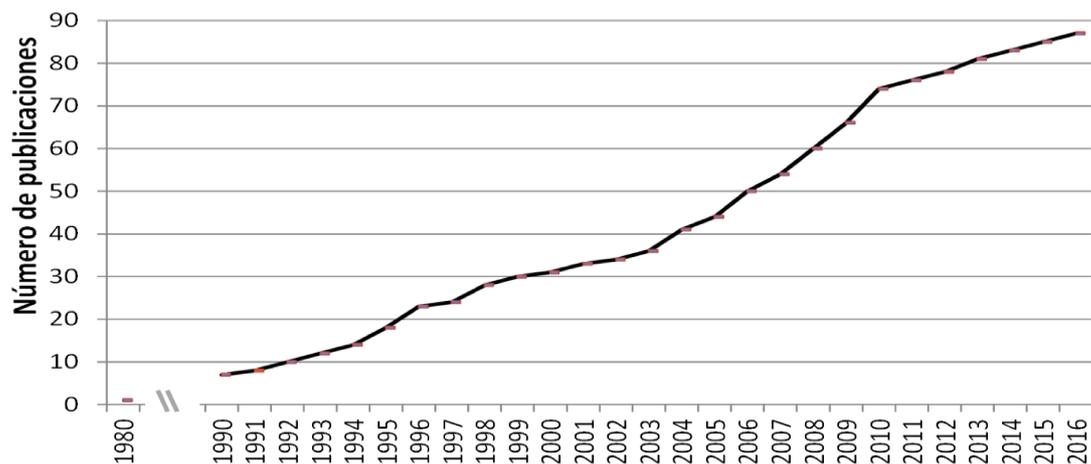


Figura 9. Antecedentes referidos a la influencia de la variabilidad del clima sobre los peces de agua dulce, considerando papers consultados (79), y lo relevado por Comte y col. (2013).

Cabe resaltar que, del total de trabajos basados en evidencia empírica, menos del 10% contempla dentro de las causas posibles a considerar, en conjunto a la variabilidad del clima y a los factores antropogénicos (por ejemplo: pesca, stocks pesqueros, producción, sobrepesca). Aproximadamente el 60% juzgan que únicamente las variables climáticas (temperatura, precipitación, caudales) son las explicativas de los cambios observados, mientras que un 20% contemplan fluctuaciones climáticas sumadas a factores bióticos (como ser, interacciones ecológicas, invasiones, parasitismo, predación), y aproximadamente un 13% refieren a causas climáticas en conjunto con afectaciones al hábitat (degradación ambiental; como ser, contaminación, fragmentación y/o pérdida de hábitats; Comte y col., 2013; Figura 10).

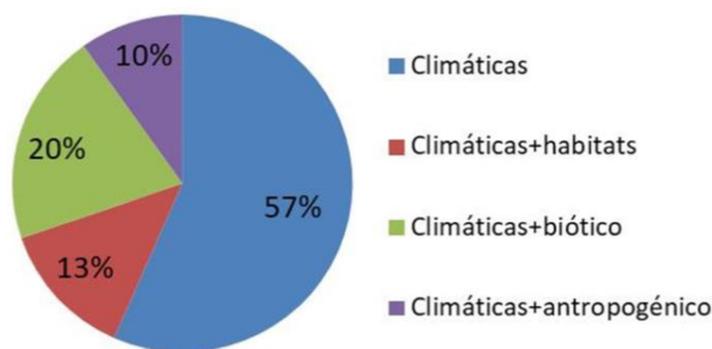


Figura 10. Proporción de artículos publicados según causas presuntamente relacionadas con los efectos observados en los cambios en la distribución y/o abundancia de peces de agua dulce, considerando papers consultados (79) en este capítulo, y lo relevado por Comte y col. (2013).

Por otro lado, Comte y col. (2013) resaltan que solo el 9% de las investigaciones testean estadísticamente las relaciones establecidas entre cambios biológicos observados en oposición a tendencias climáticas, mientras que la mayoría (más del 60%) de los artículos, solo lo plantean a nivel de hipótesis o lo discuten teóricamente. Esto resalta la importancia de estudios como el desarrollado en esta tesis, en cuya metodología (Capítulo 3 y sección Metodología de los Capítulos 5, 6 y 7), se aplicaron diversos métodos estadísticos a los fines de analizar, significar y determinar relaciones existentes entre series históricas de variables biológicas de las poblaciones de peces y las fluctuaciones temporales de las variables hidroclimáticas y antrópicas definidas.

A partir del análisis de los principales antecedentes revisados hasta aquí, se advierte además que, existe una gran disparidad geográfica en la distribución de las investigaciones realizadas hasta la fecha alrededor del mundo en referencia a la temática (Figura 11). Pese a que en general éstas se concentren en el hemisferio norte, la mayor concentración de peces de agua dulce en actual situación de riesgo, esto es, mayor susceptibilidad al

cambio climático, se hallan por el contrario en el hemisferio sur (Foden y col., 2008), región con mayor proporción de endemismo (Oberdorff y col., 2011).

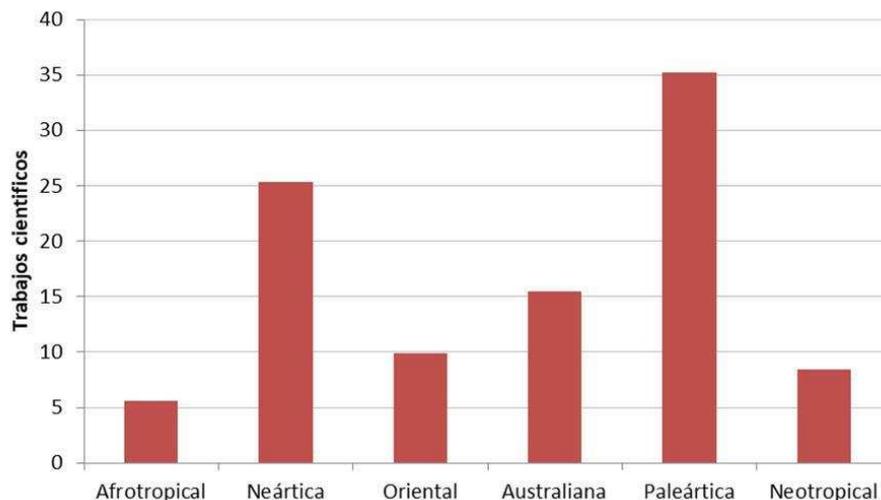


Figura 11. Número de trabajos relevados por hemisferios y regiones biogeográficas en referencia a los efectos del cambio climático sobre la fauna íctica de agua dulce.

Las pesquerías de agua dulce más productivas del mundo se hallan asociadas a la dinámica estacional del pulso de inundación y zonas más ricas en nutrientes de las regiones tropicales (por ejemplo: el río Mekong, Níger y Zambeze en África; el Orinoco medio en Venezuela, cuarto río sudamericano más largo, y el tramo bajo del Amazonas, en Brasil, río más caudaloso del mundo). El pulso de inundación en regiones tropicales continentales está gobernado por las precipitaciones estacionales que producen inundaciones asociadas a esas lluvias locales (en nuestra cuenca, tramo alto del río Paraná), o bien desfasadas en el tiempo en los tramos de aguas abajo (tramo medio del río Paraná).

En sistemas río-planicies donde la dinámica fluvial y la temperatura parecen ser los principales impulsores de los procesos ecológicos (Poff y Ward, 1989), la estrategia reproductiva de los peces se halla influenciada mayoritariamente por cómo el régimen de inundación se produce, en coincidencia con los períodos más cálidos. Como se dijo en el Capítulo 1, dado que la temperatura varía relativamente poco en las regiones tropicales y subtropicales, el régimen hidrológico es el factor principal que impulsa la dinámica ecológica (reproducción, reclutamiento) de las poblaciones ícticas en respuesta a la variación ambiental (Junk y col., 1989; Winemiller, 2004). En los sistemas lóticos se espera que la alteración de los regímenes hidrológicos, así como el aumento de la temperatura del agua, sean los factores que más afecten la calidad de hábitats de los peces; mientras que en los sistemas lénticos, tanto los incrementos de la temperatura del agua como la eutrofización serían factores que podrían verse exacerbados y volverse más pronunciados, favoreciendo la reducción de oxígeno y fuerte estratificación, alterando así potencialmente las redes alimenticias y modificando la disponibilidad y calidad de hábitats para las comunidades acuáticas (Roland y col., 2012).

Estos conceptos y las verificaciones correspondientes, han determinado que el modelo estacional-tropical sea el que ha dominado el pensamiento científico sobre el funcionamiento ecológico de los sistemas fluviales con llanuras de inundación (modelo del pulso de inundación; Junk y col., 1989). La generalización a nivel global de este patrón y sus posibles consecuencias, sin embargo, han sido poco discutidas (Humphries y col., 1999; Thorp y Delong, 2002; Winemiller, 2004).

En las regiones tropicales, en comparación con otras regiones del mundo, aún se sabe relativamente poco sobre los efectos del cambio de la temperatura en los ecosistemas acuáticos. De todos modos, se prevé para estas zonas que un ligero aumento de la temperatura del agua podría mejorar el metabolismo de las especies tropicales y subtropicales, aumentando así las tasas de crecimiento y acelerando la reproducción en sus ciclos de vida (Roland y col., 2012). Se deduce entonces que, en este campo, existen pocas evidencias empíricas y muchas incertidumbres sobre la naturaleza de los impactos derivados de los cambios de la temperatura, en relación con el cambio climático global, sobre la biología de la fauna íctica tropical/subtropical.

Se advierte, en síntesis, que las variaciones climáticas pueden originar cambios en las temperaturas y perturbaciones en el régimen de precipitaciones, las cuales a su vez, modifican el régimen de escurrimiento a largo plazo de los ríos y, por lo tanto, el ritmo de sus pulsos de inundación en esas escalas temporales. El conjunto de esas alteraciones discriminando su origen (natural y/o humano), y el modo en que afectan el funcionamiento ecológico de sistemas río-planicie de inundación, ha sido aún una cuestión poco estudiada (Junk y Wantzen, 2004), especialmente en los grandes ríos tropicales y subtropicales, donde se concentran las mayores pesquerías de agua dulce del planeta. Las consecuencias de esta vacancia, podrían ser muy negativas para muchos de los países más vulnerables (en vías de desarrollo), con fuerte dependencia de la pesca para su seguridad alimentaria (Capítulo 1, Sección 1.3.3).

De la revisión bibliográfica realizada, descripta en este capítulo y sintetizada en la Tabla 1, surgen los principales vacíos existentes en el conocimiento. Ellos se conjugan con la necesidad señalada de incrementar la producción de información a partir de investigaciones referidas a la temática, en particular en América del Sur y haciendo foco, en nuestro caso, en las mayores pesquerías continentales de Argentina localizadas en el tramo medio del río Paraná. Dentro de este marco es que se han formulado las hipótesis y planteado los objetivos de esta tesis.

La atención se enfoca en las variaciones interanuales e interdecenales de los niveles del río (alternancia de periodos secos/húmedos, fluctuaciones de nivel) y la temperatura del agua y, en cómo esos cambios influyeron y podrían influir, sobre las estrategias de vida de los peces de la extensa planicie aluvial del tramo medio. Tomando como escala temporal registros del siglo pasado hasta la actualidad. En esta indagación se contemplan los efectos de diversos factores de origen antrópico que intervienen directa e indirectamente sobre la biomasa íctica comercial. Los factores antropogénicos ya aludidos considerados aquí se refieren a los efectos de las capturas, sobrepesca, exportaciones, consumo *per capita*, demanda de especies, deterioro de la calidad del agua, cambios en el esfuerzo pesquero, entre otros (este tema se trata en detalle en Capítulo 7).

Dadas las prolongadas escalas temporales involucradas en tales propósitos, se ha puesto gran dedicación y rigurosidad en la recopilación, digitalización, sistematización y corroboración de las cinco bases de datos biológicos del conjunto de peces diversos con que se cuenta. Cada una de estas bases abarca diferentes períodos de tiempo entre los siglos XX y XXI (Capítulo 3).

En el trabajo se ha adoptado como concepto, en cuanto al funcionamiento del sistema climático regional/global, el hecho de la existencia de una variabilidad del clima permanente (Capítulo 1), dentro de las escalas temporales consideradas, sin que esto implique un cambio climático. No es materia de esta Tesis argüir en cuanto a la identificación de un cambio climático y/o discutir sus orígenes. En este marco, y a tono con lo mencionado, el análisis se centra en las fluctuaciones interanuales de las variables hidroclimáticas (entre

intervalos de años, décadas o grupos de ellas) con el fin de relacionarlas y testearlas estadísticamente con variaciones en esas escalas temporales de diferentes atributos biológicos de la fauna íctica comercial continental en el tramo medio del río Paraná.

2.2.2 Hipótesis de trabajo.

Atendiendo los resultados del estado del conocimiento sobre la temática de esta tesis, se ha postulado la siguiente hipótesis principal que guía toda la investigación realizada:

“Dado que las fluctuaciones climáticas a nivel continental en Sudamérica afectan la hidrología del río Paraná en su tramo medio y con ella las características de sus crecientes a largo plazo (una década o más) y la importancia del pulso de inundación en la estrategia de vida de las principales especies de peces de interés comercial del sistema, sus alteraciones debidas a aquellas fluctuaciones influyen en atributos de la ictiofauna en esas escalas de tiempo”.

La comprobación de la hipótesis anterior implica simultáneamente verificar la hipótesis siguiente:

“La influencia de la componente climática/hidrológica sobre la ictiofauna es discernible comparada con la del pulso de inundación a corto plazo (en el orden del año) y de otras de origen esencialmente antrópico (por ejemplo: obras de embalse en la cuenca)”.

2.2.3 Objetivos.

Los objetivos que se plantean en función de las conjeturas presentadas, son los siguientes:

Objetivos generales

“Evaluar el efecto de fluctuaciones climáticas ocurridas a nivel continental en Sudamérica durante los últimos 100 años, sobre las poblaciones de peces y sus capturas en el tramo medio del río Paraná”.

“Evaluar influencias sobre la ictiofauna del río Paraná de diversos escenarios climáticos futuros propuestos para la cuenca del Plata”.

Objetivos específicos

1. Determinar la incidencia de las fluctuaciones climáticas en variables hidroclimáticas claves para las estrategias de vida de diversas especies migradoras de peces del tramo medio del Paraná (niveles, magnitud y frecuencia del pulso de inundación, conectividad, temperatura).
2. Establecer variaciones a largo plazo de la longitud estándar (cm) y del factor de condición de las especies ícticas seleccionadas de los bancos de datos disponibles. En caso de que la complementación de las dos fuentes de datos a utilizar lo permita, se incluirá la abundancia y riqueza a estos atributos.
3. Estudiar las variaciones en los atributos precisada en 2 a la luz de las oscilaciones de las variables hidroclimáticas en las escalas temporales involucradas, procurando definir la significación de la componente climática comparada con los eventuales efectos de otras variables independientes de origen esencialmente antrópico.
4. Inferir sobre la base de los resultados derivados de los objetivos previos y escenarios climáticos factibles de producirse propuestos para la cuenca del Plata, la incidencia de esta componente sobre los cambios poblacionales en el ensamble de peces de importancia comercial.

Área de estudio y bases de datos. Aspectos metodológicos generales.

3.1 Introducción.

En este capítulo se destacan los aspectos metodológicos generales de la presente tesis. Primero, se describen generalidades del área de estudio abarcada, y luego se realiza un análisis detallado de cada una de las bases de datos utilizadas, caracterizando de modo pormenorizado la conformación de cada una de ellas, sus orígenes, procedencia y armado. Se cuenta con cinco bases de información, los cuales conforman una serie histórica de datos biológicos ícticos del tramo medio del río Paraná de más de 80 años de información (período 1935-2016). De cada base se describen los tipos de datos biológicos que cada uno posee, las artes de pesca y esfuerzos aplicados (en los casos posibles, en que la información está disponible), y series temporales abarcadas, así como el área de estudio de donde fue recabada la información correspondiente a cada matriz. Además, se detallan las metodologías y análisis empleados, así como resultados obtenidos respecto de la selección de sitios de muestreo y especies ícticas más representativos de cada base. Los sitios (ambientes lótico/lénticos y puertos) y especies seleccionadas fueron utilizados en el desarrollo de los capítulos siguientes.

Por otro lado, se describen y caracterizan las series históricas de datos hidroclimáticas y antrópicas (factores relacionados específicamente con la actividad pesquera) empleados para llevar a cabo los análisis en los capítulos siguientes. A los fines de facilitar el seguimiento y lectura de los restantes capítulos, la metodología específica aplicada en cada caso, se describe en cada capítulo.

3.2 Área de estudio.

3.2.1 Descripción y caracterización de la cuenca del río Paraná.

El área de estudio de esta Tesis se localiza dentro de la cuenca del Plata (Figura 1). Una de las cuencas hidrográficas más grandes del mundo (3.100.000 km²) por su extensión, y quinta a nivel mundial en términos de superficie ocupada. Comprende territorios pertenecientes a cinco países (Brasil, Argentina, Paraguay, Bolivia y Uruguay), proveyendo de agua potable a millones de personas (Saurral y Barros, 2010). El río Paraná es el principal componente fluvial de la cuenca del Plata (Figura 1). La cuenca del Paraná tiene una superficie de 2.600.000 km² (Herzer y col., 2004), desde su nacimiento en Brasil hasta su desembocadura en el Río de la Plata, Argentina. En territorio argentino la dinámica fluvial del Paraná se encuentra gobernada por los aportes producidos mayoritariamente aguas arriba (Giacosa y col., 2000). Las diferencias geomorfológicas tan marcadas que se presentan a lo largo de su extensión, muestran tres tramos bien diferenciados.

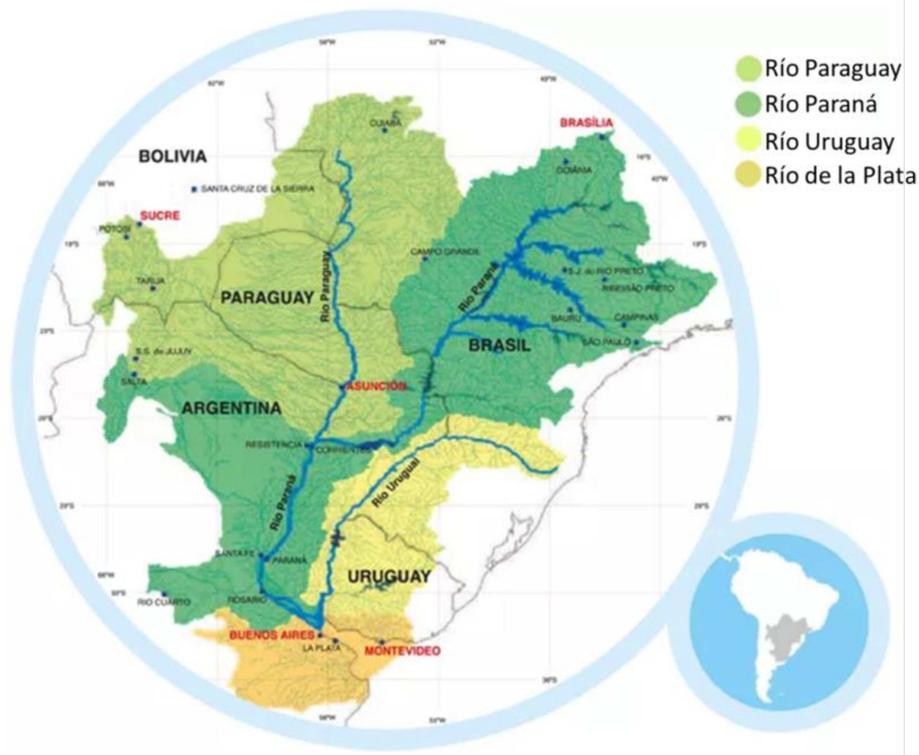


Figura 1. Subcuencas hidrográficas de la cuenca del Plata (Figura modificada de: Comité Intergubernamental Coordinador de los países de la cuenca del Plata, 2017).

Específicamente este estudio comprende el tramo medio del río Paraná y su planicie aluvial, de 707 km de longitud, y con una superficie de 19.240 km², desde su confluencia con el río Paraguay (aguas arriba de la ciudad de Corrientes), hasta el departamento Diamante (Entre Ríos; Figura 2; Soldano, 1947; Bonetto y Drago, 1968). En este tramo, el río modifica sustancialmente sus características y desarrolla un amplio y productivo potamón, donde se desarrolla la extensa y compleja llanura aluvial (Iriondo, 1988) que lo caracteriza. Cuando el río ingresa al tramo medio, aporta un módulo de 17.000 m³/s, resultado de la suma de los caudales del Paraná superior (12.400 m³/s; en Posadas) y del Paraguay (3.800 m³/s; Puerto Bermejo). El ingreso del río Bermejo en la margen derecha del río Paraguay, aporta grandes cantidades de sedimentos (Giacosa y col., 2000). Los grandes volúmenes de sedimentos en suspensión con altos contenidos de material fino le confieren su gran turbidez (sólidos en suspensión, pueden llegar a registrarse concentraciones de 4.500 mg.l⁻¹; Drago y Amsler, 1988). Esta elevada turbidez es específica de este tramo y lo diferencia considerablemente del tramo alto de la cuenca (Paoli y Cacik, 2000).



Figura 2. Tramo medio río Paraná (Figura modificada de: Iriondo, 2011).

La red hidrográfica del extenso y heterogéneo tramo medio desarrolla múltiples cauces secundarios, de diferentes jerarquías, grados de conectividad, orígenes y actividad hidrosedimentológica (Drago y Vassallo, 1980; Drago, 2007; Ramonell y col., 2011), que junto al rico sistema de canales de ríos, lagunas poco profundas, islas y humedales, realzan la heterogeneidad de la llanura de inundación (Drago, 2007; Iriondo, 2011).

3.3 Bases de datos.

3.3.1 Cuenca hidrográfica del tramo medio. Sitios de estudio.

Considerando el conjunto de base de datos, se cuenta con más de 74 sitios de estudio localizados a lo largo de la cuenca hidrográfica del tramo medio y su planicie aluvial (Figura 3). Cada sitio que aportó información de la ictiofauna entre 1935 y 2016, fue geo-referenciado con el fin de determinar su localización y distribución sobre el tramo medio. Mediante el uso del software libre QGIS (Quantum GIS Development Team, 2016) se mapeó la distribución geo-espacial de los sitios de estudio. En el mapa resultante se observa que, dependiendo de la base de datos, los sitios de muestreo están distribuidos de manera dispar (ver Anexo III). Por ende, la distribución de los mismos no es homogénea, al igual que tampoco lo es la cantidad de sitios de muestreos correspondientes a cada base. En este sentido, en la zona próxima a las ciudades de Santa Fe Paraná, se observa una mayor cantidad y concentración de puntos de muestreo, sobre todo en ambientes lótico-leníticos ubicados sobre la planicie (Figura 3).

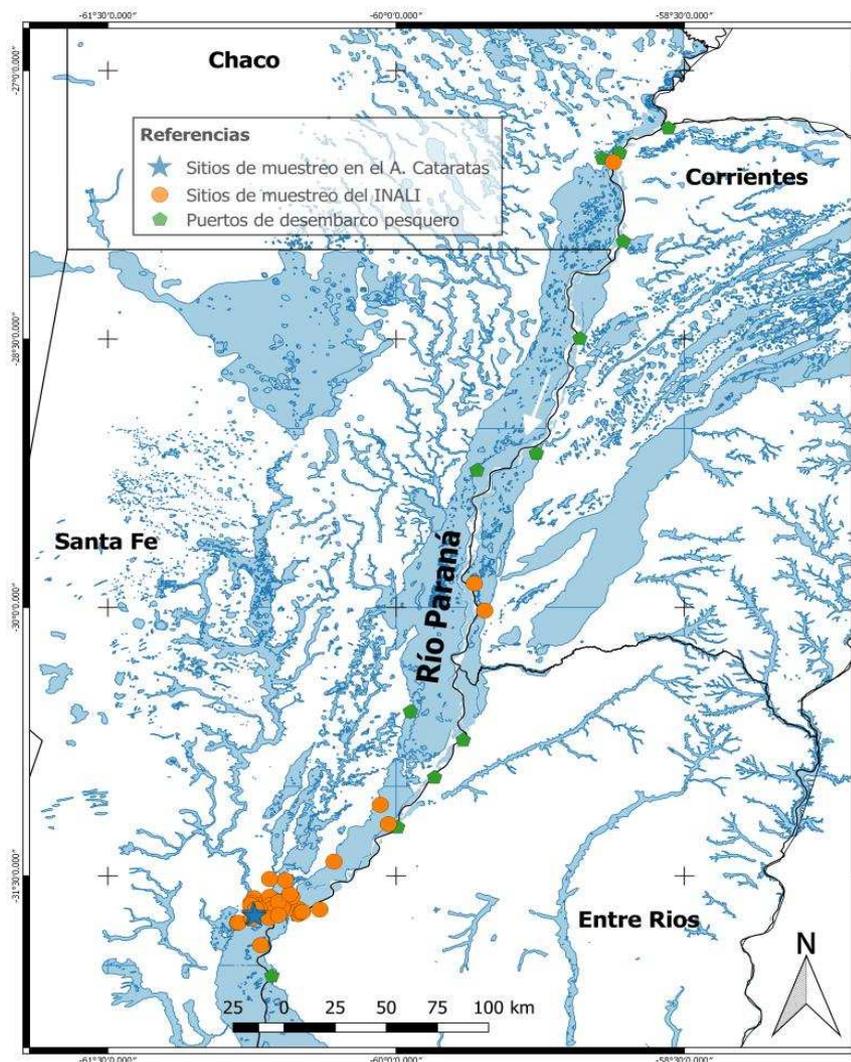


Figura 3. Sitios de estudio pertenecientes a las diferentes bases de datos. Tramo medio del río Paraná.

3.3.2 Del origen y conformación de las bases de datos. Pasado y presente.

El principal impedimento que presenta la realización de investigaciones enfocadas en relacionar y testear el efecto de las fluctuaciones hidrológicas y de variables antropogénicas (relacionados con la pesca) sobre diversos atributos del ensamble íctico (biomasa, frecuencia absoluta de capturas, número de individuos, talla), radica en la escasez de series históricas de datos en relación con los peces (Gehrke y col., 2011; Górski y col., 2011a). Menos del 50% de las publicaciones acerca de efectos de la variabilidad del clima sobre la fauna íctica de agua dulce, están basadas en escalas temporales entre 11-35 años, con una media de 21 años (Comte y col., 2013). En el caso del tramo medio e inferior del Paraná son pocas las publicaciones que cuentan con series temporales de más de 10 años de información íctica (Fuentes y Quirós, 1988; Quirós y Cuch, 1989; Baigún y col., 2013; Espínola y col., 2014).

Se ha puesto gran dedicación y rigurosidad en la recopilación, digitalización, armado y corroboración de las bases de datos biológicos de peces disponibles, concluyendo en un total de 5. Cada uno de estos abarca diferentes períodos de tiempo entre los siglos XX y XXI. En la Figura 4 se indican las diferentes series temporales de información biológica de la fauna íctica del tramo medio entre los años 1935-2016. Se señalan con diferentes colores/símbolos los años en que se cuenta con información en cada serie: base de datos del INALI (INALI; 1964-1996), base de datos de las Estadísticas oficiales de Producción Pesquera continental Argentina (PPARG, 1935-1983), base de datos del Lic. Virasoro (VIRASORO, 1978-1980), base de datos propios del Laboratorio de Hidroecología del INALI (LH, 2009-2016), y los registros de la pesca fiscal de la provincia de Santa Fe (PPSF, 2011-2015). Las diferentes bases conforman una serie histórica de aproximadamente 80 años de información. Los mayores vacíos se concentran en la década de 1950 y en el período 1997-2008.

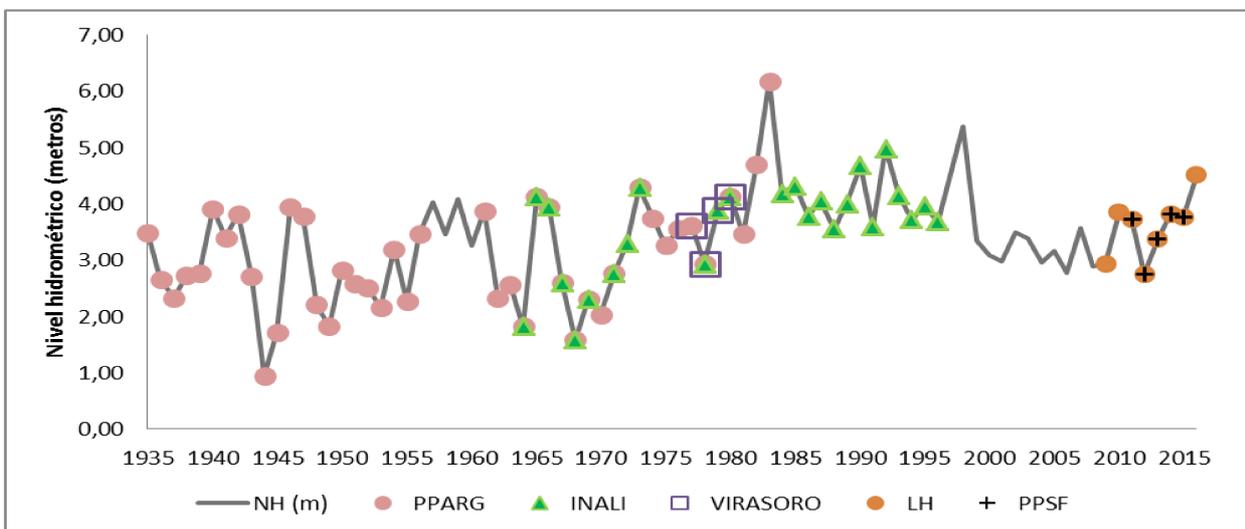


Figura 4. Series temporales de información biológica de la fauna íctica del tramo medio por base de datos (representación adimensional). Línea gris continua representa el nivel hidrométrico (NH) medio anual de Puerto Santa Fe.

3.3.2.1 Bases de datos. Su ordenación. De las áreas de estudio.

Base de datos Producción Pesquera argentina (1935-1983)

Base de datos conformada a partir de las publicaciones de las estadísticas oficiales de producción pesquera continental argentina (1925-1984), Dirección Nacional de Pesca Continental de la República Argentina, a la cual se hace referencia a lo largo de este estudio como Producción Pesquera Argentina

(PPARG). Se cuenta con aproximadamente 50 años de información (1930-1980: 1935-1956, 1961-1971, 1973-1978 y 1980-1983) de las capturas ícticas comerciales del río Paraná en su tramo medio.

Dado que la Biblioteca del Instituto Nacional de Limnología (INALI-CONICET, Santa Fe) no contaba con todas las publicaciones oficiales, con el fin de complementar la información disponible se realizó una extensa búsqueda bibliográfica y consulta en diferentes Ministerios y entes oficiales (locales, provinciales y nacionales), así como contactos con investigadores relacionados con el tema. Así, se obtuvieron publicaciones brindadas por el Laboratorio de la Dirección de Pesca Continental, Subsecretaría de Pesca y Acuicultura de la Nación (MAGyP) gentileza del Lic. Alberto Espinach Ross y la Dra. Julia Mantinian (publicaciones originales: 1946 a 1956; fotocopias: 1925, 1972, 1977 y 1978). Información faltante de ciertos años en particular, fue aportada por el Dr. Carlos Fuentes (capturas por especie-puerto anual, 1978-1981, 1943-44-45). Por otro lado, se obtuvo copia (fotocopias) de publicaciones originales que se encuentran disponibles en las Bibliotecas del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca (MINAGRI; CABA, Argentina) y del Ministerio de Economía y Finanzas Públicas (MECON, CABA, Argentina).

Dichas publicaciones oficiales de Producción Pesquera Argentina fueron realizadas a lo largo del tiempo por el Ministerio de Agricultura y Ganadería de la Nación y por la Dirección Nacional de Pesca Continental. La información obtenida de cada una de las publicaciones fueron datos de producción de la pesca (capturas ícticas) en kilogramos (kg) y/o toneladas métricas (ton) totales (esto es sin discriminar por especies), y por especies ícticas comerciales, tanto anual como mensualmente (ver Anexo III), en cada uno de los puertos de desembarco a lo largo del corredor del río Paraná en territorio argentino (ver Tabla 1, Anexo II).

Las capturas ícticas comerciales registradas en las publicaciones oficiales corresponden a los diferentes puertos de desembarco (total de 47) localizados sobre el río Paraná en territorio argentino. Los mismos fueron ordenados en función de subtramos del río: tramo superior, medio e inferior; siendo 16 los pertenecientes al tramo medio (Figura 3).

Las estadísticas oficiales de PPARG, dado su origen y conformación, se ha considerado una vigilancia y observación particular a lo largo de su tratamiento respecto del grado de confiabilidad de las mismas. A lo largo del tiempo (1920-1984) la forma en que eran elaboradas, los criterios seguidos, así como el aporte de información brindado por las publicaciones oficiales, fluctuó drásticamente. En la década de 1950 y 1980, se aportó muy escasa información de las estadísticas pesqueras de agua dulce (ver Anexo III); poca sistematización y discriminación de las estadísticas por años/meses, ríos, puertos y detalle a nivel de especies. La interrupción en los registros y vacíos generados, resultó claramente desfavorable para la conformación de series de datos históricas completas.

Base de datos INALI (1964-1996)

La base de datos del INALI, a la cual se hace referencia en el desarrollo de este estudio como base INALI, contiene registros de capturas ícticas generadas y recopiladas a lo largo de 4 décadas por diferentes grupos de investigación del Instituto Nacional de Limnología (INALI, CONICET-UNL) entre 1964 a 1996 (1964-1969, 1971-1973, 1978-1980, 1984-1996), de datos biológicos ícticos recabados en ambientes lótico-leníticos de la planicie, sobre todo próximos a la ciudad de Santa Fe. Desde su creación en 1962, el Instituto viene desarrollando estudios de la ictiofauna del río Paraná en ambientes lótico-leníticos de la planicie. La información proviene de campañas realizadas en distintas épocas con diversos enfoques, objetivos y finalidades

de estudio. Así, se compone una base con registros de datos mensuales, la cual aporta valiosa información de la ictiofauna de la planicie a lo largo del siglo pasado. Cada ejemplar colectado se encuentra determinado a nivel de especie, y cuenta con información biométrica y biológica detallada (talla, peso, sexo, estadio de maduración gonadal), así como indicada su fecha de colecta y sitio de procedencia.

Los datos biológicos de la ictiofauna provienen de ambientes leníticos (más de 50 cuerpos de agua de la provincia de Santa Fe) y lóticos (diferentes sectores de los ríos Carcarañá, Colastiné, Coronda, Salado y Corrientes) y al mismo cauce principal del tramo medio del río Paraná (Figura 3). Los puntos de muestreo más extremos se localizan, al norte en la Isla Noguera (provincia de Corrientes) a 7 km de la ciudad de Corrientes, y al sur en la Isla del Tragadero (provincia de Santa Fe), al sur de la ciudad de Santo Tomé.

Los diversos ambientes fueron muestreados con diferente frecuencia en función de los objetivos de cada estudio. Se realizó un análisis exploratorio de los datos en función de los ambientes lótico-leníticos asociados a diversos sub-sistemas fluviales de la planicie y al propio cauce principal del Paraná. En función de los resultados y habiendo realizado una depuración de los sitios de muestreo (ver Anexo III), posteriormente a la geo-referenciación de los datos, se definió trabajar considerando la totalidad de ambientes en conjunto del tramo medio del río Paraná, concebido éste como el sistema macro, centro de interés de esta tesis. Este criterio fue aplicado en las diferentes bases de datos.

Base de datos Virasoro (1978-1980)

Esta base, a la cual se hace referencia como VIRASORO, proviene de colectas realizadas mensualmente por el Lic. Carlos A. Virasoro, durante el período 1978 y 1980 en ambientes lótico-leníticos del cauce principal y planicie del tramo medio del río Paraná, en un sector particular localizado entre las ciudades de Paraná-Santa Fe. Los mismos fueron cedidos gentilmente por el Lic. Carlos Virasoro, ex-becario del INALI y ex-Director del Museo Provincial Florentino Ameghino (Santa Fe). La base de datos aporta un gran cúmulo de información de las especies ícticas (talla, peso, sexo, análisis de contenido estomacal, presencia de parásitos, entre otros registros).

El área geográfica bajo estudio se sitúa dentro del complejo isleño que se conforma en el ancho valle de inundación por islas fluviales, bancos y meandros, de aproximadamente 5 km de ancho entre la ciudad de Santa Fe y Paraná, localizado sobre el cauce principal del tramo medio del Paraná y ambientes lótico-leníticos aledaños próximos. El estudio del cual fueron obtenidos los datos biológicos de peces se centró sobre todo en la base de operaciones Isla Carabajal. El río Paraná rodea a la misma por su margen sudoeste, mientras que el río Colastiné lo hace por el oeste y noroeste. Los muestreos biológicos fueron realizados a partir de la construcción de canchas de arrastre. Dichas canchas se establecieron entre el Islote Los Mellizos y la Isla Carabajal (Santa Fe) propiamente dicha, contando con un largo aproximado de 400 m y una profundidad oscilante entre los 4 y 10 m sobre el canal del río (ver Anexo III).

Base de datos propia (2009-2016)

Con el fin de actualizar la información disponible, nuestro grupo de investigación, Laboratorio de Hidroecología del INALI (CONICET-UNL), ha realizado numerosas colectas de peces en ambientes lótico-leníticos de la planicie aluvial en un sector próximo a la ciudad de Santa Fe, durante el período 2009-2016, con una periodicidad de muestreo de dos/tres veces por año, en coincidencia con diferentes condiciones

hidrológicas. A esta base se hace referencia en los sucesivos apartados y capítulos como base LH (en referencia al Laboratorio de Hidroecología, donde ha sido originada).

El área de estudio se encuentra situada en la planicie de inundación del tramo medio, al sur de la ciudad de Santa Fe (31° 43' 20" Sur; 60° 44' 40" Oeste). Se trabajó en un cauce secundario de baja jerarquía conocido como "Arroyo Catarata", el cual nace de la margen izquierda del río Coronda, importante cauce secundario de la planicie aluvial del río Paraná (Figura 3, ver Anexo III).

Registro Pesca Fiscal de la Provincia de Santa Fe (2011-2015)

Por otro lado, buscando actualizar la información disponible referida a estadísticas oficiales de producción pesquera continental argentina, se obtuvo información de capturas ícticas comerciales de los principales puertos de la provincia de Santa Fe durante el período 2011-2015, Registros de la pesca fiscal de la Provincia de Santa Fe. Del total de 19 puertos de desembarco registrados en la provincia de Santa Fe (geo-referenciados), se consideran 12 como pertenecientes al tramo medio del río Paraná (ver Anexo III) de los cuales se obtuvo información de capturas ícticas comerciales fiscalizadas.

Esta información fue brindada por el Ministerio de la Producción de la Provincia de Santa Fe, Subdirección General de Ecología. La misma refiere a información contenida en las guías de tránsito de los pescadores registrados por puertos fiscalizadores de la provincia. A esta base se hace referencia como Producción Pesquera Santa Fe (PPSF). Este organismo provee registros estadísticos de información referida a evaluaciones del recurso pesquero y monitoreos de calidad del ambiente acuático. La Ley provincial de pesca N° 12.212, creó en su Artículo 39° el registro provincial de estadística pesquera, el cual recopila y digitaliza información sobre diversos aspectos del recurso, como ser: padrones de pescadores artesanales, listado de acopiadores y frigoríficos exportadores, así como registro de infractores a la legislación pesquera.

3.3.2.2 Obtención de datos. Artes de pesca. Esfuerzo.

Producción Pesquera (PPARG) y Registro Pesca SF (PPSF)

La información considerada para generar las publicaciones de las estadísticas oficiales de PPARG fue recabada a lo largo del tiempo por autoridades locales de Prefectura Naval Argentina y otras autoridades pesqueras provinciales y/o nacionales. Los datos eran proporcionados mensualmente en los puertos de desembarco por los pescadores, por escrito se registraban las guías de embarque entregadas (denuncias de kilos de productos de la pesca) en las distintas líneas de las estaciones de ferrocarril (Estadística de la pesca Marítima, Fluvial, Lacustre Año 1935, 1936; Fuentes y Quirós, 1988; Baigún y col., 2003). Estas capturas eran registradas diariamente a nivel de especies y también por kilos/toneladas totales en cada uno de los puertos de desembarco a lo largo del corredor del río Paraná, y posteriormente resumidas en un dato mensual total, por especies o ambos, por puerto (Fuentes y Quirós, 1988). Así, los datos registrados serían extracciones fieles de los informes que llegaban a la división de Pesca (Estadística de la pesca Marítima, Fluvial, Lacustre Año 1935, 1936). Respecto de las artes de pesca y de los pescadores (cantidad registrados) y embarcaciones (número, tipo) empleadas por años, por sectores (puertos) y períodos, no se cuenta con registros continuos a lo largo del período de tiempo en que estas estadísticas fueron elaboradas. Por el contrario, solo se aportan datos esporádicos en el tiempo en ciertas publicaciones oficiales.

Por su parte la base de PPSF se compone de una valiosa información íctica en cuanto número total de individuos capturados y peso total (Wt, kg) registrado mensualmente por especies y por puertos fiscalizados de la provincia de Santa Fe. Al igual que en las estadísticas de PPARG, las especies figuran registradas bajo sus nombres vulgares. Además, se registra el número de guía de tránsito, esto es, de que pescador registrado y/o empresa proviene cada dato, así como el precio (arancel) de las capturas.

Base INALI y VIRASORO

Las mismas se componen de una valiosa y numerosa información en cuanto a peso (Wt, gr), longitud total (Lt, cm), estándar (Ls, cm) y fork (Lf, cm) por especies y fecha de muestreo (registros diarios, muestreos mensuales) en ambientes lótico-leníticos. A su vez, la base VIRASORO aporta información en cuanto sexo y estadio de maduración gonadal (0-7 y post-desove; Pignalberi, 1965), grado de repleción (vacío, escaso, lleno, muy lleno) y contenido estomacal. Mayoritariamente los ejemplares eran registrados bajo su nombre vulgar, y solo en ciertos casos por su nombre científico. Las colectas se realizaron con una periodicidad quincenal y la información se registró diariamente. Por otro lado, en cada fecha de muestreo se registraron además, parámetros hidrológicos y ambientales del área bajo estudio, como ser: altura y profundidad del río (m), temperatura del agua y ambiente (°C), turbiedad (Secchi, cm), conductividad, pH, oxígeno disuelto del agua (mg/l), presión y viento.

En el caso de la base INALI, las artes de pesca utilizadas para la captura de peces fueron variadas a lo largo del tiempo en función de los diferentes objetivos de estudio de cada grupo de investigación. Del análisis de los trabajos realizados de los cuales surgen dichos datos (entre otros, Cordiviola de Yuan, 1980; Oldani y Oliveros, 1984; Oldani, 1990; Oliveros y Rossi, 1991), se resalta que, uno de los métodos (también se mencionan el uso de copos, espineles y redes de espera de distinta abertura de malla) más frecuentemente utilizados fue el trasmallo “tres telas”³ de 17/18 cm de abertura de malla entre nudos (malla estirada) y 100 m de largo aproximadamente por 2 m de alto, aplicado en canchas preparadas previamente, siendo retirados troncos de árboles sumergidos. Entre las principales limitaciones del arte de pesca empleado para la colecta de información cabe mencionarse la selectividad de las artes de pesca, de igual modo los mismos autores que recabaron la información señalan que esta metodología de muestreo resultó aceptable (muestreos realizados entre 1976-1982, Oldani y Oliveros, 1984).

De igual modo en la base VIRASORO, el arte de pesca empleado en los muestreos consistió en el denominado trasmallo de arrastre “tres telas” (con una cobertura de malla de paño de 10/12 cm en el paño central y 35/40 cm en los espejos, de entre 100 m de largo aproximadamente y 2,4 m de alto). El tiempo que demandaba cada maniobra de largada y arrastre era de unos 25 minutos aproximadamente (entre 15 y 30 min), dependiendo de la disponibilidad de personal, de las condiciones climáticas (como por ejemplo, el viento) y de cuestiones hidrográficas y topográficas de los ambientes, como ser el mantenimiento de las canchas. El mismo se realizaba desde embarcaciones, botes y/o lanchas pequeñas (Virasoro, 1995; Virasoro archivos y comentario personal). Nuevamente la selectividad del arte de pesca empleado se considera una de las principales limitantes.

³ Tres telas: red formada por tres paños que se arman juntos; los espejos (externos) tienen tamaño de malla mayor que el paño central. Cuando el pez toca la red central se enmalla o embolsa (si se golpea contra la red sin enmallarse) (Cordini, 1955 ; Ercoli, 1985 ; Sverlij y col., 1993).

Teniendo en cuenta las limitaciones y vacancias de las diferentes bases de datos es que se incrementaron los cuidados en el tratamiento y manipulación de datos, tanto en la depuración de las respectivas matrices, como en la selección de ambientes/especies, así como en los análisis realizados, y en las conclusiones postuladas. En general, esta información referida a artes de pesca, esfuerzos, embarcaciones, implica una gran faltante (a excepción del set LH) dentro de los factores antrópicos analizados en esta tesis.

Base LH

Las colectas llevadas a cabo por el equipo de trabajo del Laboratorio de Hidroecología (INALI), tuvieron lugar entre junio de 2009 y diciembre de 2016. Se realizaron dos-tres campañas de pesca por año, total de 21 fechas de muestreo a lo largo de los 8 años de estudio, contemplándose así la variación de niveles del agua en cada año (períodos de aguas altas, medias, bajas y pulsos de flujo). La periodicidad de muestreo, el esfuerzo y la pesca fueron estandarizados para poder establecer comparaciones mensuales e interanuales entre los ensambles de peces capturados. Para la captura íctica se utilizaron redes de espera de diferentes aberturas de mallas: 3; 4; 5; 6; 7; 8; 10; 12; 14 y 16 cm distancia entre nudos opuestos. Las mismas permanecieron expuestas por 24 hs, siendo recorridas cada 8 hs. Además, en coincidencia con las fechas de muestro se tomaron mediciones sedimentológicas para medir materia orgánica, mediante uso de botella Van Dorn (mg.l^{-1}), y se registraron parámetros físico-químicos por cada sitio. Los peces capturados fueron anestesiados con benzocaína al 5% y luego sacrificados. Los especímenes más representativos de la fauna local han sido depositados en la colección científica del Laboratorio de Hidroecología. Cada ejemplar capturado fue identificado hasta el nivel de especie siguiendo las claves de: Ringuelet y col. (1967), López y Miquelarena (1991), Aquino (1997), Rodríguez (2005) y Almirón y col. (2015). De cada individuo fueron registrados *in situ*: fecha y sitio de muestreo, datos biométricos como: Lt (cm), Ls (cm), Wt (gr), sexo y estadio de maduración gonadal.

3.3.2.3 Selección de especies y de sitios de muestreo.

En primer lugar se seleccionaron los sitios de muestreo de cada base de datos a ser considerados en los posteriores análisis, definiéndose así la escala de trabajo, esto es a nivel de sistema macro Paraná, en referencia al tramo medio del río Paraná (ver Anexo III). Luego de definirse la escala de trabajo, se seleccionaron las especies más frecuentes y abundantes de cada base de datos, esto es las más representativas del sistema. Para esto en cada caso, se evaluó minuciosamente la fluctuación temporal, inter e intraanual y/o decenal de la ictiofauna, según las escalas temporales involucradas (en cuanto riqueza, número de individuos por especies, registros de capturas, así como atributos biológicos, como ser peso y talla, con el fin de identificar períodos con vacíos de información), con lo cual visualizar aquellas con baja frecuencia de aparición y/o bajo número de muestras. Por cada base, se realizaron rankings de especies y se calculó para los sets comerciales el porcentaje de representación de cada especie en relación a las capturas totales. Así, las especies seleccionadas para los análisis posteriores fueron aquellas que presentaron una mayor frecuencia de muestreo, mayor aporte de información biométrica (en el caso de sets LH, INALI, VIRASORO) y los mayores porcentajes de representación de las capturas totales (PPSF, PPARG; Górski y col., 2011a). Dado que como se describió previamente cada set de datos contiene información muy diversa (en cuanto tipo de dato medido/registrado, cantidad de especies, escalas temporales-espaciales) el porcentaje de representación de las especies considerado en cada caso fue variable (indicado respectivamente en leyendas de tablas 4 y 3) sujeto a dichas diferencias.

Producción Pesquera (PPARG) y Registro Pesca SF (PPSF)

Selección de puertos

Con el fin de reducir el volumen de datos a manejar sin perder información sensible, se identificaron los puertos del tramo medio que más registros aportan sobre las capturas totales, esto es, los más representativos. La idea radica en trabajar en los futuros análisis de tendencias principalmente con estos puertos, los más frecuentemente relevados y que dan cuenta de la mayor parte de la biomasa total. Así se seleccionaron los llamados “puertos guías”. Para esto, se realizaron análisis detallados de las series temporales de cada uno en función de la fluctuación temporal de las capturas totales. Así, se identificaron aquellos que presentan series completas de datos (por años/meses) a lo largo de cada período de estudio. De igual modo, se analizó la fluctuación de los porcentajes de capturas totales anuales que cada puerto representa respecto de las capturas totales anuales.

De este modo en una primera instancia de análisis de la base PPARG, partiendo de un total de 16 puertos se preseleccionaron nueve (Barranqueras, Empedrado, Paso de la Patria, Reconquista, Helvecia, Santa Fe, San Javier, Paraná y Diamante), los que presentaban series de datos más completas y mayor cantidad de registros por especies. La biomasa registrada en estos 9 puertos presenta una tendencia semejante al total de la biomasa anual de considerar el conjunto de puertos. Dado que no todos los puertos presentaban series completas en el tiempo y algunos mostraban menor/fluctuante frecuencia de aparición del total o mayoría de las especies, esta primera preselección se ajustó luego aplicando métodos estadísticos apropiados que permitieron verificar el grado de significación de los puertos elegidos. Los puertos preseleccionados fueron reanalizados considerando grado de complementación en el tiempo, identificándose así finalmente 5 puertos principales (con series temporales completas, casi sin vacíos de información, con registros continuos en el tiempo de las diferentes especies comerciales, y abundantes registros de capturas por especie-puerto).

Las capturas totales de dichos 5 puertos, muestran una tendencia semejante a la de las capturas totales considerando todos los puertos del tramo medio, pero aún más ajustada. Mediante correlaciones de Pearson, se contrastó la fluctuación temporal de las capturas registradas en cada puerto versus capturas totales (Tabla 1). Luego se realizaron correlaciones entre las capturas ícticas comerciales de los puertos seleccionados. Solo la correlación entre puerto Diamante y Paraná resultó significativa ($R^2=0,413$; $p=0,001$). Dado el enfoque de este estudio, considerando la extensión del tramo medio, concebido como sistema macro de interés en esta tesis, se consideran los 5 puertos seleccionados finales para los sucesivos análisis, mostrando estos una buena representatividad espacial y temporal del sistema (ver Anexo III).

Tabla 1. Correlación entre captura íctica total de los puertos seleccionados versus sumatoria de capturas considerando todos los puertos. En negrita se señalan los valores significativos.

Puerto	R^2	P
Barranqueras vs Puertos totales	0,06	0,158
Reconquista vs Puertos totales	0,00	0,657
Santa Fe vs Puertos totales	0,38	0,0001
Paraná vs Puertos totales	0,39	0,0001
Diamante vs Puertos totales	0,63	0,0001

Aplicando el mismo criterio de análisis y selección de los puertos que para el set PPARG, de la base de datos PPSF partiendo de un total de 12 puertos fiscalizados en el tramo medio (provincia de Santa Fe) se seleccionaron finalmente 5 como los más representativos.

En el proceso de selección, tal como se mencionó anteriormente para PPARG, se realizaron análisis detallados e individualizados de las series temporales de cada uno de ellos en función de la fluctuación temporal de las capturas totales y de la frecuencia de capturas y número de ejemplares por especie, identificándose aquellos con series completas de datos (por años/meses) a lo largo del período estudiado. Se consideró para la selección final de los puertos el hecho de que presentaran series completas en el tiempo, dado que algunos mostraban fluctuación en la frecuencia de aparición de las diferentes especies. Los puertos con series completas fueron reanalizados considerando grado de complementación en el tiempo y cantidad de información aportada. Mediante correlaciones de Pearson se contrastó la fluctuación temporal de las capturas de cada puerto versus capturas totales (Tabla 2). A su vez, se consideró también la estructura espacial de los puertos, esto es la distribución a lo largo del tramo medio, intentado que los seleccionados finales muestren buena representatividad tanto espacial como temporal del sistema (ver Anexo III).

En el caso de los puertos Las Toscas, Arocena y Santa Rosa de Calchines, si bien las correlaciones resultaron significativas, no se consideran por su baja frecuencia de aporte de registros a lo largo del tiempo (solo dos de los cinco años del período de estudio; Tabla 2). Se identificaron así finalmente 5 puertos principales (con series temporales completas, con registros continuos en el tiempo para las diferentes especies comerciales y abundantes registros de capturas por especie-puerto). Los 5 puertos seleccionados presentan información continúa y abundante de capturas por especies a lo largo de los 5 años y sus capturas representan el 53,2% del total de los datos registrados.

Tabla 2. Correlación entre cantidad de registros, captura íctica total (kg) y número de individuos capturados de los puertos seleccionados versus valores considerando todos los puertos fiscalizados de la provincia. En negrita se señalan los valores significativos y puertos seleccionados.

<i>Puerto</i>	<i>N° de registros</i>		<i>Kilos totales (kg)</i>		<i>N° de individuos</i>	
	<i>R²</i>	<i>P</i>	<i>R²</i>	<i>P</i>	<i>R²</i>	<i>P</i>
Total – Arocena	0,958	0,000	0,987	0,000	0,943	0,000
Total – Barrancas	0,000	0,989	0,992	0,057	0,986	0,073
Total – Cayastá	0,890	0,016	0,095	0,612	0,472	0,199
Total - Colonia Mascias	0,959	0,003	0,910	0,011	0,821	0,033
Total – Coronda	0,376	0,270	0,827	0,032	0,853	0,025
Total – Helvecia	0,915	0,010	0,619	0,114	0,512	0,174
Total - Las Toscas	---	---	0,973	0,000	0,987	0,000
Total – Reconquista	0,340	0,301	0,269	0,370	0,090	0,623
Total – Romang	0,182	0,719	0,251	0,665	0,102	0,792
Total - Saladero Cabal	0,843	0,082	0,000	0,991	0,201	0,551
Total - San Javier	0,727	0,066	0,119	0,568	0,035	0,762
Total - Santa Rosa de Calchines	0,987	0,000	0,989	0,000	0,932	0,000

Selección de especies

En las publicaciones oficiales y registros de la pesca fiscal las especies aparecen registradas bajo su nombre vulgar. Se utilizan nombres científicos de cada una para los posteriores análisis, siguiendo lo especificado en las publicaciones oficiales (PPARG) que datan de la década de 1960. Cabe señalar que, se podría estar englobando bajo un mismo nombre científico a dos o más especies biológicamente diferentes, pero del mismo género, dado la procedencia de los datos, obtenidos de registros reportados por pescadores.

En la base PPARG cada una de las variables (especies ícticas, total de 19), fueron transformadas en función de considerar la captura total de cada especie a lo largo del período de tiempo, siguiendo la metodología propuesta por Fuentes y Quirós (1988) y Górski y col. (2011a). Los porcentajes obtenidos fueron arcoseno transformados ($\arcseno \sqrt{[\%/100]}$; Górski y col. 2011a). De las 19 especies presentes en la matriz de datos

digitalizada, 4 (*Serrasalmus* sp., *Lycengraulis* sp., *H. aff. malabaricus* y *Astyanax* sp.) aparecen con muy baja frecuencia de ocurrencia a lo largo del período de estudio (< 4 veces), por lo que fueron descartadas de los análisis posteriores, reduciéndose el número a 15 especies. De éstas, se contemplaron solo aquellas que presentan los mayores porcentajes de representación en las capturas totales (Górski y col., 2011a), esto es que contribuyen en >10% al total de las capturas comerciales a lo largo del período de tiempo. Por otro lado, se incorporó a *M. obtusidens* (boga) ya que, pese a presentar un porcentaje de representación menor al límite (esto es <10% de representación) establecido, y ausencia de registros en los primeros años (1936-1939), la especie resulta de sumo valor tanto comercial como biológico en el sistema (Tabla 3).

Tabla 3. Porcentaje (%) de representación de cada especie respecto de las capturas totales a lo largo del período de estudio. En negrita se señalan las especies seleccionadas (total de 7; límite establecido % > 10%).

Nombre científico	Código	% Representación	Nombre común
<i>Pseudoplatystoma</i> sp.	<i>Pse sp</i>	14,32	Surubí
<i>Luciopimelodus pati</i>	<i>L pat</i>	13,83	Patí
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	<i>P mes</i>	12,44	Pacú
<i>Pimelodus albicans</i>	<i>P alb</i>	10,07	Bagre blanco/Moncholo
<i>Prochilodus lineatus</i>	<i>P lin</i>	9,65	Sábalo
<i>Salminus brasiliensis</i>	<i>S bra</i>	9,47	Dorado
<i>Zungaro</i> sp.	<i>Zun sp</i>	5,28	Manguruyú
<i>Pterodoras granulosus</i>	<i>P gra</i>	5,22	Armado común
<i>Pimelodella</i> sp.	<i>Pim sp</i>	4,37	Bagarito
<i>Pimelodus maculatus</i>	<i>P mac</i>	4,31	Bagre amarillo
<i>Megaleporinus obtusidens</i>	<i>M obt</i>	3,76	Boga
<i>Ageneiosus</i> sp.	<i>Age sp</i>	3,16	Manduví
<i>Odontesthes bonariensis</i>	<i>O bon</i>	1,58	Pejerrey
<i>Potamotrygon</i> sp.	<i>Pot sp</i>	1,40	Raya
<i>Brycon</i> sp.	<i>Bry sp</i>	0,61	Pirapitá
<i>Astyanax</i> sp.	<i>Ast sp</i>	0,24	Mojarra
<i>Lycengraulis grossidens</i>	<i>L gro</i>	0,12	Anchoíta
<i>Pygocentrus+Serrasalmus</i> sp.	<i>Pyg sp</i>	0,12	Palometa
<i>Hoplias aff. malabaricus</i>	<i>H mal</i>	0,06	Tararira

Respecto de la base de PPSF, a lo largo de los cinco años se obtuvieron 26.000 registros de capturas comerciales fiscalizadas de la provincia de Santa Fe. La transformación de los datos aplicada fue la misma que la descrita para la base de datos PPARG. Se analizaron las series de las capturas fiscalizadas en cuanto a, total en kilos y cantidad de piezas, por especie y fecha. Se advierte que no siempre se cuenta con información correlacionada entre dichas fuentes, registrándose en muchas ocasiones una o la otra. Mediante ranking de especies se identificaron las más abundantes y se analizó además la frecuencia de ocurrencia de cada una de las especies mensual/anualmente a lo largo del período de estudio (frecuencia en la captura de registros mensuales, y a lo largo de los años, <15 registros se consideraron especies con escasa frecuencia en la captura). De estas, se contemplaron finalmente considerando tanto frecuencia de ocurrencia como de captura, solo aquellas que presentan los mayores porcentajes de representación de las capturas totales (Górski y col., 2011a) y series temporales más completas. De las 23 especies registradas en la matriz de datos final digitalizada, resultaron 7 las seleccionadas, esto es las más frecuentes y abundantes (Tabla 4), tanto por el número de piezas como por los kilogramos registrados, representando el 96,44% de las capturas totales. Dado que, como se dijo anteriormente, las especies aparecen registradas bajo sus nombres vulgares, para evitar cometer errores en cuanto

observaciones posibles, dentro del género *Pimelodus* sp. se engloba tanto al bagre amarillo, como al bagre común y moncholo (*P. albicans*, *P. maculatus*); de igual modo ocurre con *Pseudoplatystoma* sp., que contiene a las dos especies del género, dado la falta de certeza de su correcta descripción.

Tabla 4. Porcentaje (%) de representación por especie respecto de capturas totales. En negrita: especies seleccionadas (total de 7; límite establecido > 3%).

Nombre científico	Código	% Representación	Nombre común
<i>Prochilodus lineatus</i>	<i>P lin</i>	45,06	Sábalo
<i>Megaleporinus obtusidens</i>	<i>M obt</i>	19,88	Boga
<i>Hoplias aff. Malabaricus</i>	<i>H mal</i>	11,98	Tararira
<i>Luciopimelodus pati</i>	<i>L pat</i>	7,28	Patí
<i>Pimelodus</i> sp.	<i>Pim sp</i>	5,31	Bagre, amarillo, moncholo
<i>Pterodoras granulosus</i>	<i>P gra</i>	3,87	Armado común
<i>Pseudoplatystoma</i> sp.	<i>Pse sp</i>	3,07	Surubí
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	<i>O jen</i>	1,89	Dientudo
<i>Ageneiosus</i> sp.	<i>Age sp</i>	1,10	Manduví, manduvé
<i>Potamotrygon</i> sp.	<i>Pot sp</i>	0,23	Raya
<i>Cyprinus carpio</i>	<i>C car</i>	0,18	Carpa
<i>Pygocentrus+Serrasalmus</i> sp.	<i>Pyg sp</i>	0,03	Palometa
<i>Potamorhina</i> sp.	<i>Pot sp</i>	0,02	Blanquito
<i>Synbranchus marmoratus</i>	<i>S mar</i>	0,02	Anguila
<i>Brycon orbignyanus</i>	<i>B orb</i>	0,01	Pirapitá, salmón de río
<i>Hoplosternum littorale</i>	<i>H lit</i>	0,01	Cascarudo
<i>Plagioscion ternetzi</i>	<i>Pter</i>	0,01	Corvina de río
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	<i>G ina</i>	0,008	Morena, cárapo
<i>Triportheus nematurus</i>	<i>T nem</i>	0,007	Golondrina, pechito de paloma
<i>Lycengraulis grossidens</i>	<i>L gro</i>	0,004	Anchoíta

Base INALI

A lo largo del período estudiado, aproximadamente 30 años (1964-1996) se generaron un total de 12.000 registros, de más de 70 especies. Las 13 especies seleccionadas mediante ranking de especies y cálculo de % de representación, representan el 89,8% del total de datos registrados a lo largo del tiempo (Figura 5).

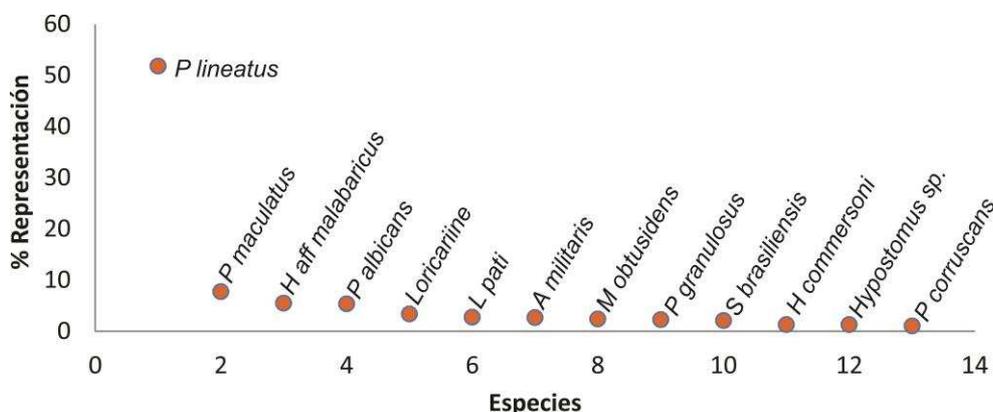


Figura 5. Ranking de especies seleccionadas; más frecuentes y abundantes.

Base Virasoro

A lo largo del período de estudio (1977-1980) se obtuvieron 3163 registros, pertenecientes a 28 especies. De los cuatro años de estudio, el 1977 fue descartado, ya que aportaba muy pocos datos al lote total. Luego de la revisión de las series temporales de cada especie, se descartaron aquellas con baja frecuencia (esto es, que solo aparecieron una-dos veces a lo largo del tiempo) y bajo número de muestras. Así, el número de registros de la base de datos se redujo a 2815. Así, las 11 especies seleccionadas (Figura 6) representan el 96% (2703 datos) de la biomasa íctica total registrada a lo largo de los 3 años.

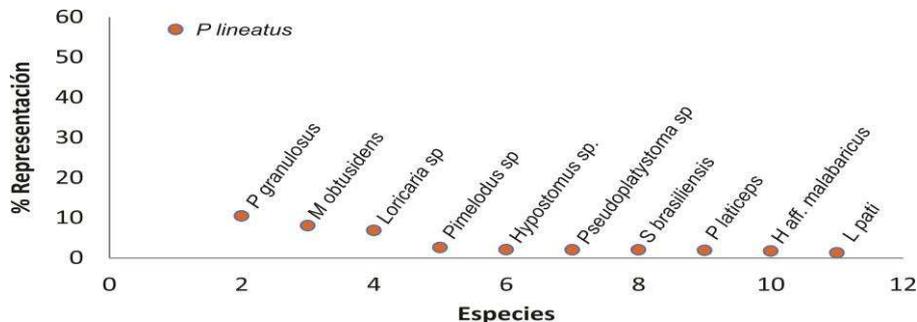


Figura 6. Ranking de especies seleccionadas; más frecuentes y abundantes.

Base LH

A lo largo del período de estudio (2009-2016) se obtuvieron un total de 8901 ejemplares correspondientes a 106 especies. Se consideran finalmente las 25 especies más frecuentes y abundantes (Figura 7) a lo largo del tiempo. Estas representan el 85% (7537 ejemplares) del lote total de datos. Se calculó la CPUE, como la captura por unidad de esfuerzo; número de individuos/1.000 m² de abertura de malla en 24 hs.

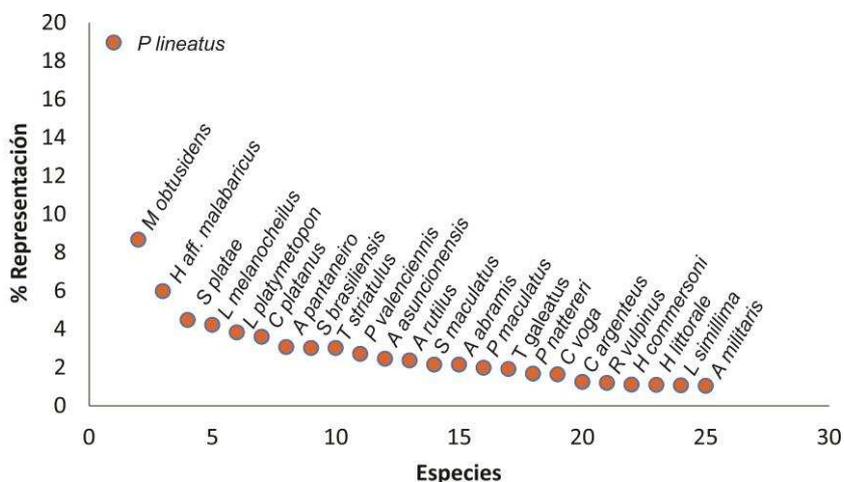


Figura 7. Ranking de especies seleccionadas; más frecuentes y abundantes.

3.3.3 Listado de especies.

Se elaboró un listado completo de especies considerando todas las presentes en cada una de las bases de datos. Las mismas fueron verificadas con la base de datos online de FishBase (<http://www.fishbase.us/>), y bibliografía de la región disponible (Almirón y col., 2015; Mirande y Koerber, 2015; entre otros). A lo largo del período de estudio (1935-2016) se registraron un total de 113 especies, pertenecientes a 27 familias y 10 órdenes (ANEXO I).

Del total de especies se destaca el orden Siluriforme como predominante, compuesto por 7 familias y 47 especies, siendo la familia más diversa Loricariidae representada por 20 especies. Seguido por el orden Characiforme compuesto por 8 familias y 41 especies, siendo la familia Characidae la más diversa con 20 especies. Considerando las diferentes especies ícticas seleccionadas en cada caso para cada una de las bases de datos, esto es las más frecuentes y abundantes en sus respectivas escalas temporales, se seleccionaron las más representativas de la biomasa íctica del sistema, siendo estas las comunes a las diferentes matrices, y por lo tanto, compartidas en el tiempo (Tabla 5).

Tabla 5. Especies ícticas comunes a las diferentes bases de datos. NV: nombre vulgares; ER: estrategia reproductiva (CP: con cuidados parentales, LM: migrador de larga distancia). IT: ítem trófico (Pis: piscívoros; Omn: omnívoros; Det: detritívoros). VIR (VIRASORO).

Nombre científico	Código	NV	ER	IT	PPARG	INALI	VIR	PPSF	LH
<i>Hoplias aff. malabaricus</i>	<i>H mal</i>	Tararira	CP	Pis		X	X	X	X
<i>Megaleporinus obtusidens</i>	<i>M obt</i>	Boga	LM	Omn	X	X	X	X	X
<i>Luciopimelodus pati</i>	<i>L pat</i>	Patí	LM	Pis	X	X	X	X	
<i>Pimelodus sp.</i>	<i>Pim sp</i>	Bagre	LM	Omn	X	X	X	X	X
<i>Prochilodus lineatus</i>	<i>P lin</i>	Sábalo	LM	Det	X	X	X	X	X
<i>Pseudoplatystoma sp.</i>	<i>Pse sp</i>	Surubí	LM	Pis	X		X	X	
<i>Pterodoras granulosus</i>	<i>P gra</i>	Armado	LM	Omn		X	X	X	
<i>Salminus brasiliensis</i>	<i>S bra</i>	Dorado	LM	Pis	X	X	X		X

3.3.4 Variables seleccionadas.

3.3.4.1 Variables hidroclimáticas. Recopilación de datos.

A partir de valores diarios del nivel hidrométrico del río Paraná en puerto Santa Fe, suministrados a lo largo del tiempo por la Dirección Nacional de Vías Navegables (Prefectura Naval) de Argentina, se pudo confeccionar una serie temporal histórica del régimen hidrológico desde 1905 a 2016. Por otro lado, a partir de registros diarios de temperatura del aire de la ciudad de Santa Fe y alrededores, suministrados por diferentes organismos: el Centro de Informaciones Meteorológicas (CIM), unidad operativa de servicios de la Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas (FICH) de la Universidad Nacional del Litoral (UNL); del CISL Research Data Archive⁴, y del Servicio Meteorológico Nacional (SMN), se pudo confeccionar una matriz con valores diarios de temperatura del aire desde 1920 hasta 2016. A partir de esta matriz, y siguiendo la metodología propuesta por Drago (1984) se pudo calcular la temperatura del agua para el mismo periodo.

Esto fue posible dado el comportamiento homotérmico del agua del tramo medio del río Paraná, tanto vertical como transversalmente. Drago (1984) postula que la temperatura media del agua es de 22°C; siendo la máxima diferencia detectada entre superficie y fondo (en ambientes lóticos estudiados de 24 m de profundidad) 2,5 °C. Se indica así la estrecha relación existente entre la temperatura del agua y las condiciones climáticas del área (Drago, 1984). Por otro lado, respecto de la extensión del área de estudio, para el tramo medio Drago y Vassallo (1980) determinaron un gradiente de variación de solo 0,7 °C a lo largo de 700 km del cauce principal del río (tramo medio). El caudal ejerce una influencia moderadora sobre las variaciones térmicas diurnas y estacionales, minimizando las fluctuaciones de temperatura del agua producidas a lo largo del tramo medio del río. Así, la temperatura del agua acompaña la tendencia estacional observada para la temperatura del aire, registrándose los máximos valores entre diciembre-marzo y mínimos en junio-agosto (Drago, 1984), siendo el principal factor de incidencia sobre el comportamiento térmico del río la temperatura del aire. Dado estas características se consideran ambas series de datos (Puerto Santa Fe) como de referencia para todo el tramo medio.

Ambas series históricas y sus variables son analizadas en detalle en el Capítulo 4. Mediante el examen estadístico de diversos atributos del régimen hidrológico y de la temperatura del agua, se determinaron distintas variables hidroclimáticas, total de 18, claves para la ecología de la ictiofauna del sistema (ver Tabla 2, Capítulo 4).

⁴ Research Data Archive; Data Support Section of the Computational and Information Systems Laboratory; National Center for Atmospheric Research in Boulder, Colorado. NCAR/UCAR

3.3.4.2 Variables antrópicas. Recopilación de datos.

Para el armado de la matriz antrópica se recopiló información referida a diversas acciones de tipo antropogénicas relacionadas con la pesca y la producción pesquera. Esto es, datos referidos a exportaciones, producción pesquera continental (total y discriminada por especies, puertos), consumo interno (*per capita*), usos industriales, entre otras variables que habrían afectado y afectan a la ictiofauna del tramo medio en los últimos 100 años. Para esto fueron consultados diversos entes e instituciones municipales, provinciales y nacionales (ver Anexo II). En cada una de estas instituciones se realizó una búsqueda bibliográfica exhaustiva enfocada en recopilar información disponible, del tipo informes, publicaciones científicas, noticias periodísticas, estadísticas oficiales, libros, censos, entre otros. Según las posibilidades en cada caso, de la información recabada se realizaron copias (fotocopias, fotos, escaneos). Por otro lado, se intentó recopilar información referida a cambios en el paisaje y usos del suelo a nivel regional. Con este cúmulo de información se intentó analizar el efecto, relaciones y grado de significación de los factores antrópicos sobre la ictiofauna del tramo medio del río Paraná a lo largo del siglo XX y principios del XXI.

A partir de la información recabada, se construyó una matriz con diferentes variables de tipo antrópicas. Cuestiones relacionadas con la pesca: número de pescadores, tipos de embarcaciones, artes de pesca y esfuerzo empleados; la producción pesquera: vedas, acopiadores, tipo de actividad; la actividad económica: consumo *per capita*, exportaciones, producción, biomasa industrializada y consumo interno; cambios demográficos; y otros factores determinantes (directos) sobre las capturas ícticas (Anexo II). Del total de efectos se seleccionaron aquellos considerados de mayor relevancia en cuanto poder de explicación e impacto sobre la fauna de peces del sistema. Resultaron definidas de este tratamiento y análisis un total de 9 variables, cuantitativas y categóricas (período 1933-2016); siendo estas las que poseen series de datos más completas en el tiempo, y por lo tanto mayor riqueza de información. Este tema se trata en detalle en el Capítulo 7.

3.4 Fortalezas y debilidades de las bases de datos.

A partir de la caracterización realizada en este capítulo de las diferentes bases de datos utilizados para la elaboración de esta tesis, se resalta la gran variedad de fuentes consultadas, el tiempo dedicado a la digitalización de la información recabada, armado de las bases de datos y complementación de la información de cada serie disponible, así como la posterior depuración y control de la información. Cabe resaltar además, la extensión temporal que se ha logrado abarcar en este estudio, considerando el lote total de información recopilada en los diferentes bases de datos (biológicos, hidroclimáticos y antrópicos).

Así como se resaltan aspectos considerados positivos, se reconoce y señala ante todo, la plena conciencia que se tiene de las falencias, debilidades y faltantes que poseen algunas de las bases de datos utilizados. Sobre todo, en lo referente a la de Producción pesquera continental argentina (PPARG, 1930-1980) y Registro de la pesca de Santa Fe (PPSF, 2011-2015), si como de la generada por el Instituto Nacional de Limnología (INALI, 1960-1990). Pese al esfuerzo realizado, no fue posible contar con información pormenorizada referida a las artes de pesca y esfuerzos empleados en los diferentes períodos de tiempo (por sitios de muestreo, puertos, a nivel de especies) en dichas matrices, siendo esto uno de los mayores déficits con que cuentan dichas bases, lo cual volvió imposible el trabajo secuencial de estandarización de datos, y cálculo de abundancias (captura por unidad de esfuerzo, CPUE). Sin embargo, al trabajarse por separado con cada una

de las bases de datos, la valiosa información íctica aportada por cada una pudo ser analizada sin mayores inconvenientes en sus respectivas escalas temporales.

Respecto del set PPARG, desde 1984 las publicaciones oficiales dejaron de producirse de modo sistemático y continuo en el país. Hacia finales de 1980 el estado nacional, dada la disolución de la Dirección Nacional de Pesca continental, interrumpe la elaboración de las estadísticas oficiales, y deja de contarse con información oficial sobre volúmenes de captura, pasando solo a registrarse datos de volúmenes comercializados en mercados internacionales (Prol, 2008). En este sentido, se considera de suma importancia y necesidad poder contar con información rigurosa, constatada y seriamente relevada, así como extendida en el tiempo, de información biológica referida a las poblaciones ícticas de agua dulce, sobre todo en un gran río como el Paraná (Anexo II).

Con respecto a los factores antrópicos relacionados con la pesca, la información contenida en las publicaciones oficiales resulta escasa, muy discontinua y dispersa. Además, también resulta escasa, por no decir casi nula, la información referida a: esfuerzos pesqueros aplicados (discriminados por puertos, especies), cantidad de pescadores abocados a la tarea (por ríos, puertos), tipo y número de embarcaciones utilizadas (por ríos, sectores), y sus cambios en el tiempo. Estos faltantes de información complejizan la posibilidad de analizar y conocer de manera fehaciente cómo, y en respuesta a que factores intervinientes, fluctuó la ictiofauna comercial del tramo medio a lo largo del tiempo. Con el fin de poder realizar dicho análisis, y enriquecer lo más posible la componente antrópica en relación a estos factores, es que fueron consultados diferentes entes gubernamentales locales, provinciales y nacionales, bibliotecas y archivos, que contaran con esta información referida a la actividad pesquera continental del país a lo largo del tiempo.

De las fluctuaciones hidroclimáticas.

4.1 Introducción.

Considerando la importancia de las crecientes y su relación con el régimen térmico para la supervivencia de la ictiofauna en grandes ríos con planicies de inundación (Capítulo 2, sección 2.1.2), dentro de este estudio se contempla el análisis de la diversidad de escenarios hidroclimáticos sucedidos a lo largo del tiempo. Ello implica a las fluctuaciones hidrológicas anuales y decenales con foco en períodos de interés en los que se cuenta con información biológica de la ictiofauna del tramo medio. En este capítulo se realiza el análisis de la evolución histórica del régimen hidrológico en ese sector del río Paraná desde comienzo del siglo XX hasta la actualidad. Se examinaron, específicamente, las fluctuaciones hidroclimáticas ocurridas en el tramo medio del río Paraná en los últimos 110 años (período 1905-2016), buscando precisar la evolución histórica de las crecientes mediante el examen estadístico de las variaciones de varios de sus atributos.

4.2 Metodología.

4.2.1 Fluctuaciones interanuales y decenales de caudales.

Para analizar las fluctuaciones interanuales y decenales del régimen hidrológico con el fin de identificar los eventuales períodos hidroclimáticos ocurridos en los últimos 112 años en el tramo medio del río Paraná, se utilizaron series históricas de datos diarios del nivel hidrométrico (m; 1905-2016) y temperatura (°C; 1920-2016) en estación Santa Fe (Capítulo 3).

Para ese análisis fue necesario definir el nivel de desborde a partir del cual el flujo comienza a inundar la planicie y el de desconexión, esto es, cuando la mayoría de las lagunas de la planicie quedan desconectadas de los cauces circundantes. Paira (2003), estimó esos valores en 4,50 m (cota IGN 12,70 m) para el primero y 2,30 m (cota IGN 10,50 m), para el segundo, en el sector de la planicie aluvial próxima a la ciudad de Santa Fe. Entre ambos niveles (comienzos de inundación y desconexión, respectivamente), se consideró el estado de aguas medias. Dentro de este último se pueden producir fluctuaciones de niveles de importancia ecológica, los llamados “pulsos de flujo” (Tockner y col., 2000). En el sector mencionado de la planicie, se demostró (Espínola y col., 2016; Espínola com.pers.), que se pueden considerar como pulsos de flujo a las variaciones de niveles entre aproximadamente 3 m y 4,5 m, siempre medidos en el hidrómetro de Puerto Santa Fe.

Por otro lado, en base a niveles en esa misma escala, Paoli y Cacik (2000), consideran crecientes extraordinarias (también denominadas extremas por Antico y col., 2015), a los eventos que superan los 7 m de intensidad máxima. Las bajantes extraordinarias, por su parte, se consideran aquellas con registros menores a 0 m en el hidrómetro referido (Figura 1). Esta última figura engloba todos los atributos hidrológicos que se tienen en cuenta a lo largo de la tesis y se los ha representado en un esquema semejante a los que propone Neiff (1990, 1994).

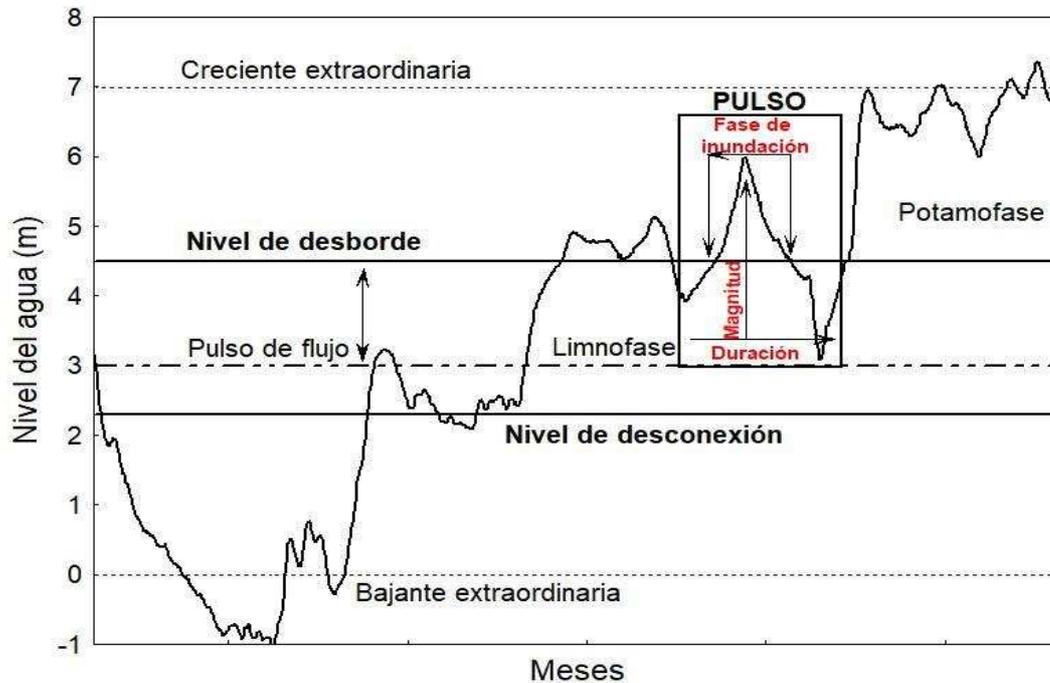


Figura 1. Representación hipotética de los cambios inter e intraanuales del régimen hidrológico.

Por año calendario se determinaron atributos hidrológicos de importancia en estudios ecológicos y particularmente en la estrategia de vida de la ictiofauna del tramo medio (Tabla 1). Sus valores fueron calculados mediante el uso de la función *f*-FITRAS del software PULSO (Neiff y Neiff, 2003).

Tabla 1. Definiciones de atributos hidrológicos (Neiff, 1990; Neiff, 1999).

VARIABLES-ATRIBUTOS	DEFINICIONES
Potamofase	Número de días en aguas altas. Fase de inundación (Figura 1).
Limnofase	Número de días en aguas bajas. Engloba a los períodos de aguas medias, pulsos de flujo y de desconexión (Figura 1).
Conectividad	Cociente entre el número de días en potamofase y limnofase.
Amplitud del pulso	También expresada como “duración” (Figura 1); segmento de tiempo que el río permanece en fase de inundación o estiaje de cierta magnitud.
Magnitud	Es la intensidad alcanzada por una fase de inundación o estiaje. Se mide en general como el valor alcanzado en el hidrómetro más próximo o en términos de caudal de agua (Figura 1).

En base a los atributos hidrológicos de Tabla 1, a lo largo del período de estudio (1920-2016) se establecieron 18 variables hidrológicas y de la temperatura del agua asociada (Tabla 2), que describen tanto a las inundaciones como a los períodos de aguas medias y de desconexión, esto es, consideran los rasgos hidrológicos y del régimen térmico de cada año calendario.

Seguendo a Górski y col. (2011a) las fechas se expresaron en días Julianos (numéricos), mediante la siguiente ecuación:

$$\text{día Juliano} = \text{ENTERO}(275 * M / 9 - 30 + D) + SI(M > 2; -2; 0)$$

Dónde: D corresponde al número de día del mes y M al número del mes, SI representa prueba lógica. Así se identifica una fecha de interés (mes y día) de un año mediante un número entero. Ello permite relacionar/comparar con mayor facilidad fechas calendario por años. Siguiendo a Oliveira y col. (2014) se consideró el retraso de las inundaciones como el número de períodos de 15 días a partir del 1 de octubre hasta el inicio de las crecidas. Siendo el 1/10 la fecha de referencia del comienzo de las inundaciones, a partir de la que se consideran eventuales retrasos (*Delay*, en inglés; Tabla 2). La elección del periodo octubre-marzo como de ocurrencia esperado de las inundaciones no es arbitraria, ya que resulta ser la que mejor relación presenta con las TSM (ver Capítulo 1) en la región del Pacífico (Flamenco, 1998).

Tabla 2. Definición de variables hidroclimáticas consideradas en el estudio.

Grupos	Código de variables	Descripción de variables
Tamaño y duración de la inundación	<i>Hmax</i> <i>HmedioInundación</i> <i>SuperficieInundación</i> <i>Duración</i>	Nivel del agua máximo (m) anual. Nivel de agua medio durante la inundación. Duración de la inundación por <i>HmediaInundación</i> (superficie de inundación; por encima del umbral de desborde). Número de días en aguas altas o inundación (> 4,5 m). Desborde.
Período de flujos medios	<i>HmedioDíasHúmedos</i> <i>Hmedio</i> <i>DíasHúmedos</i>	Niveles de agua medio por debajo de 4,5 m y por encima de 2,3 m. Nivel del agua medio anual. Días entre el umbral de desborde (< 4,5 m) y umbral de desconexión (> 2,3 m). Días en aguas medias. Conexión.
Período de flujos bajos	<i>Hmín</i> <i>HmedioDíasSecos</i> <i>DíasSecos</i>	Nivel del agua mínimo (m) anual. Niveles de agua medio <2,3 m (período seco). Días por debajo del umbral de desconexión (< 2,3 m). Aislamiento.
Momento de ocurrencia de la inundación	<i>FechaInicioInundación</i> <i>FechaHmax</i> <i>FechaFinInundación</i> <i>Delay</i>	Fecha de inicio de la inundación (días Julianos). Fecha correspondiente a la ocurrencia del <i>Hmax</i> (días Julianos). Fecha de finalización de la inundación (días Julianos) Retraso de la inundación.
Temperaturas asociadas	<i>TinicioInundación</i> <i>TfinInundación</i> <i>TmediaInundación</i> <i>TmediaAnual</i>	Temperatura del agua al inicio de la inundación. Temperatura del agua al final de la inundación. Temperatura media del agua durante la inundación. Temperatura media anual.

El examen de las variables hidrológicas a largo plazo a fin de definir períodos climáticos en esas escalas temporales, se llevó a cabo subdividiendo el período de estudio (1905-2016, serie temporal del nivel hidrométrico) en 4 grupos de intervalos decenales. En ellos se determinaron cantidad de días en aguas altas (desborde, potamofase: > 4,5 m), secos (aislamiento, desconexión: < 2,3 m), en aguas medias (conexión, entre 4,5 y 2,3 m) y la sumatoria de días secos y en aguas medias. Se calcularon también las conectividades respectivas (cociente entre aguas altas y bajas).

Para caracterizar y comparar la tipología del régimen fluvial a lo largo del periodo estudiado se analizaron niveles hidrométricos medios mensuales por décadas y diarios por años de interés seleccionados de cada década.

Con la información de las variables mencionadas se construyeron gráficos en donde se representaron: las fluctuaciones interanuales del nivel de agua medio y conectividad; los cambios decenales en la cantidad de días de aguas altas y secos y en la conectividad; las fluctuaciones interanuales de las máximas y mínimas temperaturas del aire, los cambios entre décadas de la temperatura del agua-aire, y fluctuaciones intra e interanuales de la temperatura en ciertos períodos de años (3, elegidos al azar) de diferentes décadas.

En función del panorama brindado por los gráficos, se evaluaron luego las diferencias significativas entre décadas del nivel hidrométrico y la temperatura del agua, mediante un análisis de la varianza (ANOVA). Aplicando correlaciones de Pearson, se examinaron las fluctuaciones interanuales de las fechas de ocurrencia de las temperaturas máximas en relación con las correspondientes a los máximos niveles del agua. De manera semejante se contrastaron las variaciones de los máximos niveles hidrométricos y temperaturas máximas del agua anuales. Los dos últimos análisis estuvieron dirigidos a la identificación de solapamientos o desfases en la ocurrencia de las crecidas en relación con las máximas temperaturas. A su vez se identificó y cuantificó la frecuencia de ocurrencia de las inundaciones de primavera-verano, caracterizándolas por máximas intensidades y duración, así como la cantidad y recurrencia de las crecidas de invierno y las desfasadas en el tiempo típico esperado (abril-mayo).

Todos los procedimientos, en conjunto permitieron contar con una visión general de los períodos húmedos y secos ocurridos en los últimos 100 años en el tramo medio del río Paraná.

4.2.2 Análisis histórico de las crecidas.

Mediante un análisis Cluster aplicando el método Ward (Ward, 1963) con las 18 variables hidroclimáticas presentadas (Tabla 2), se clasificó al conjunto de información hidrológica y térmica en grupos homogéneos. Este procedimiento permite comparar la tipología del régimen fluvial a lo largo de los últimos casi 100 años (1920-2016), precisando la evolución histórica de las crecidas y similitud entre condiciones hidroclimáticas. Luego, mediante un análisis de componentes principales (PCA, por sus siglas en inglés) se identificaron variables colineales que fueron omitidas de las aplicaciones finales del PCA. Para ello, se establecieron las relaciones colineales significativas entre las variables predictoras (Pearson's $r > 0,6$). Se aplicó el criterio de Kaiser-Guttman (Jackson, 1993) para la consideración de los ejes retenidos a interpretar (> 1). En base a los resultados del PCA, se realizó un nuevo análisis Cluster determinando la similitud y agrupaciones de años con características compartidas considerando solo las variables finales seleccionadas.

Todos los análisis se realizaron con el software estadístico libre R (R Development Core Team, 2014). El nivel de significancia adoptado para todos los análisis fue de $p < 0,05$.

4.3 Resultados.

4.3.1 Fluctuación temporal de las variables hidroclimáticas.

Subdividiendo el período de estudio (1905-2016, serie histórica nivel hidrométrico) en 4 bloques de entre 25 y 30 años cada uno (Tabla 3), se observa que entre 1905 y 1929 se registraron un total de 23 eventos de inundación con un nivel máximo registrado de 7,72 m (junio de 1905; inundación de 9 meses de duración), totalizando aproximadamente 1500 días en aguas altas. Luego, entre 1930 y 1959 se sucedieron un total de 30 inundaciones, representando aproximadamente 1700 días de aguas altas con un nivel máximo de 6,12 m (marzo de 1959). En este período se produjo, además, una numerosa cantidad de días secos, esto es, de desconexión en la planicie (Tabla 3), registrándose el valor mínimo histórico (en los últimos 130 años) de -1,03 m (noviembre de 1944).

Durante 1960 y 1989 se registraron un total de 32 eventos de inundación, con un nivel máximo observado de 7,35 m (julio de 1983; inundación de 15 meses de duración). La década de 1980 resultó particularmente húmeda, dado que en todos los años ocurrieron inundaciones. En este sentido se destaca el año 1983, que no solo presentó el máximo nivel de la década, sino que además permaneció con aguas altas los 365 días. Por último, entre 1990 y 2016, acontecieron un total de 20 inundaciones, con un nivel máximo de 7,43 m (junio de 1992; inundación de 5 meses de duración). Se destaca por otro lado, la gran crecida de 1998 (máxima intensidad 7,26 m en mayo de 1998; inundación de 9 meses de duración), luego de la cual se inició un período de escasas crecientes y por el contrario años caracterizados por numerosa cantidad de días secos, el cual se extendió hasta mediados de 2009. Sobresale además, la inundación de 2009-2010, con más de 6 meses en aguas altas (194 días) y una intensidad máxima de 6,02 m (febrero 2010), coincidente con las máximas temperaturas (verano). Hacia finales de 2015 comenzó un nuevo gran evento de inundación que perduró 172 días en aguas altas, con un nivel máximo de 6,63 m nuevamente coincidente con las máximas temperaturas.

Tabla 3. Días en aguas altas (AA), secos (DS), en aguas medias (AM), sumatoria de días secos y en aguas medias (AM+DS) y conectividad hidrológica por décadas entre 1905 y 2016.

Períodos	Décadas	AA	DS	AM	AM+DS	Conectividad
1905-1929	1905-1909	409	517	899	1416	0,29
	1910-1919	354	1518	1778	3296	0,11
	1920-1929	753	899	1998	2897	0,26
1930-1959	1930-1939	569	1169	1912	3081	0,18
	1940-1949	620	1336	1694	3030	0,20
	1950-1959	552	1005	2093	3098	0,18
1960-1989	1960-1969	476	1406	1768	3174	0,15
	1970-1979	511	591	2548	3139	0,16
	1980-1989	1304	138	2208	2346	0,56
1990-2016	1990-1999	1347	73	2230	2303	0,58
	2000-2009	210	518	2922	3440	0,06
	2010-2016	530	94	1931	2025	0,26

Los cambios interanuales del nivel hidrométrico medio anual y la conectividad entre 1905-2016 se aprecian en Figura 2. Se advierte que a partir de aproximadamente 1970, en particular durante las décadas de 1980 y 1990, los incrementos de ambos valores son notorios. Tanto las máximas intensidades, como la duración y frecuencia de las inundaciones aumentaron, en particular, en esas dos últimas décadas del siglo XX (período 1980-2000).

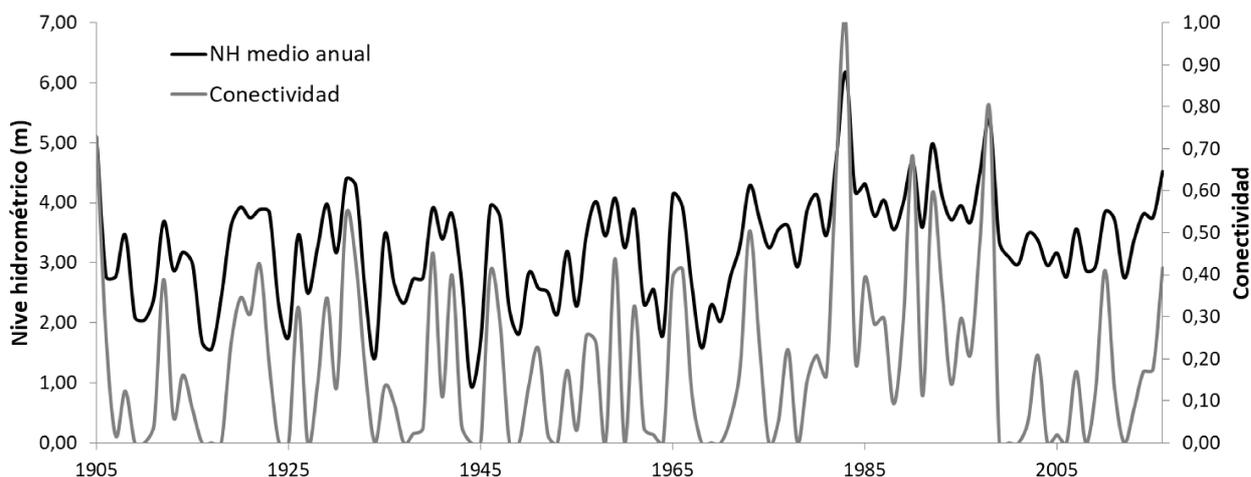


Figura 2. Fluctuación interanual del nivel hidrométrico medio anual (m) y la conectividad. La conectividad fue calculada aplicando la fórmula: $(365-AB)/365$, donde AB es el número de días en aguas bajas y 365 es el número de días de un año.

También son marcadas las diferencias entre la cantidad de días secos y de aguas altas registradas a lo largo de las décadas. Los períodos secos fueron muy superiores hasta la década de 1960, con respecto a los producidos en los decenios señalados de finales del siglo XX (Figura 3).

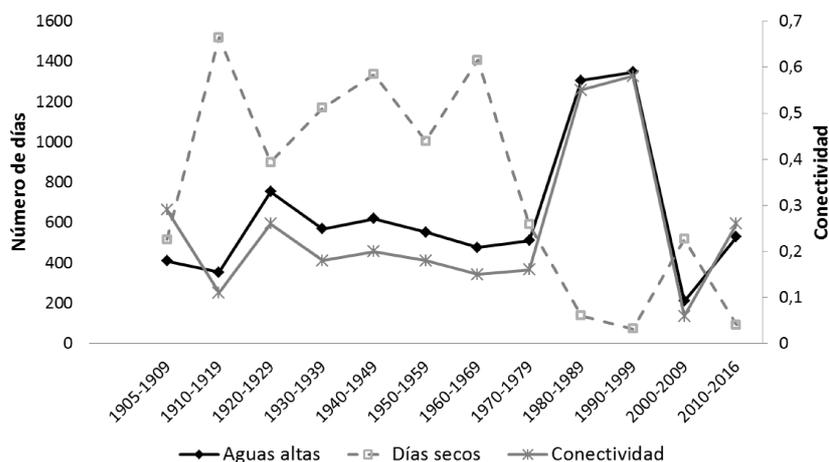


Figura 3. Fluctuación decenal del número de días de aguas altas/días secos y conectividad.

Respecto de la variabilidad interdecenal del régimen hidrológico, con excepción de 1980, se advierte que en todos los casos los rasgos generales del régimen medio se ajustaron a los conocidos para el río Paraná en su tramo medio (Giacosa y col., 2000), esto es: inicio de las crecientes en octubre-noviembre con picos en febrero-marzo y niveles mínimos en septiembre. En el marco de esta similitud se presentaron algunas variaciones marcadas entre las décadas estudiadas (Figura 4a). El mínimo nivel medio anual fue de 2,82 m en la década de 1940 y el máximo de 4,23 m en la de 1980 (Figura 4a), mientras que las máximas alturas registradas en cada década fueron de 5,9 m (1930), 5,83 m (1940), 6,12 m (1950), 6,94 m (1960), 6,36 m (1970), 7,35 m (1980) y 6,02 m (2010). Las inundaciones incrementaron su frecuencia y magnitud durante las décadas de 1970 y 1980. En particular esta última fue excepcionalmente húmeda, con inundaciones cada año (1304 días inundados en total), lo cual se refleja netamente en Figura 4a.

Entre 1930 y principios de 1940, se sucedieron 7 grandes eventos de inundación, de los cuales 5 coincidieron con las máximas temperaturas. Estas inundaciones de verano registraron duraciones (entre 34 y 165 días) e intensidades (4,8 y 5,7 m, Hmax) entre medias y altas (crecida de 1940). También se registró un pulso de flujo de verano de gran intensidad, cercano a la cota de desborde en 1937. El período 1941-1970 presentó un total de 15 crecidas, de las cuales solo 3 ocurrieron en primavera-verano (1957, 1959 y 1966), todas de gran duración (entre 87 y 160 días) e intensidad (5,62 y 6,94 m, Hmax); sumado también a un pulso de flujo cercano a la cota de desborde en verano de 1969. Durante el período 1971-1989, se sucedieron 15 inundaciones, de las cuales 8 coincidieron con las máximas temperaturas, la mayoría de gran duración (entre 21 y 184 días; en promedio 113 días) e intensidad (4,7 y 6,36 m, Hmax), sumados a su vez a 2 pulsos de flujo de verano de gran intensidad (1975 y 1978) y a la crecida extraordinaria de 1983. Por otro lado, entre 2010-2015 se registró una gran inundación de verano, así como crecidas de invierno (3 consecutivas de diferente intensidad y duración, entre 2013-2015) y pulsos de flujo.

También se verificaron variaciones notorias en los patrones de flujo entre años específicos seleccionados en cada década, destacándose nítidamente la creciente extraordinaria de 1983 y la bajante extraordinaria de 1944. Así como la crecida de 1932 desfasada en el tiempo típico (Hmax en mayo), y las crecientes de verano de 1959, 1966 y 2010 de gran duración e intensidad; así como la de verano pero de corta duración de 1977 (Figura 4b).

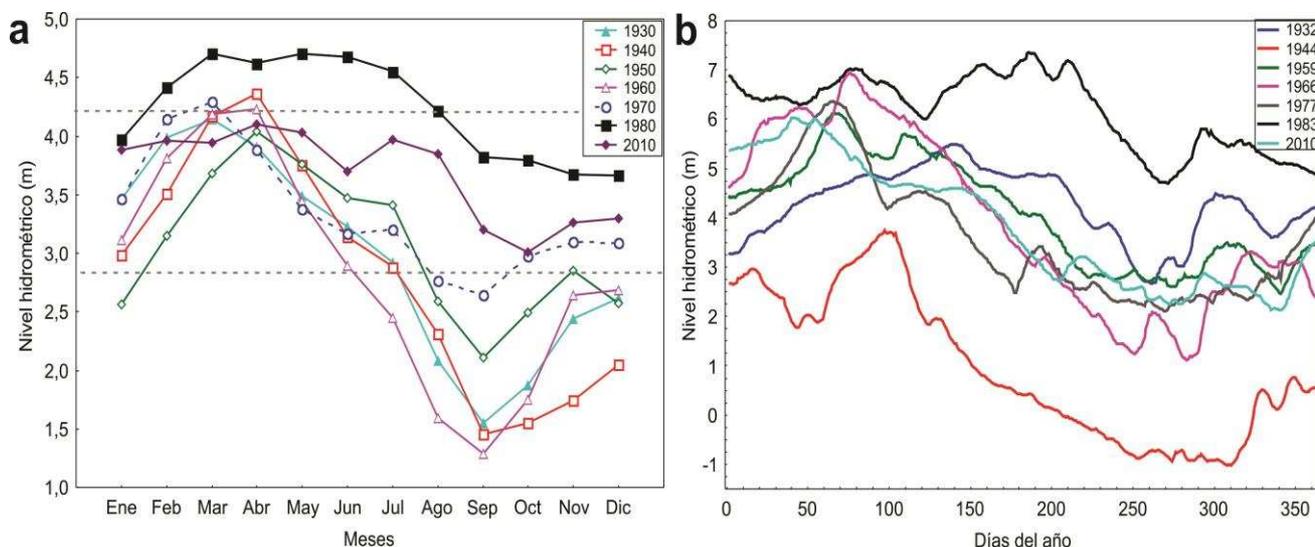


Figura 4. a) Niveles hidrométricos medios mensuales en Puerto Santa Fe por décadas. Línea gris punteada: horizonte máximo y mínimo del nivel medio anual por décadas. b) Nivel hidrométrico diario para años seleccionados de cada década: 1932, 1944, 1959, 1966, 1977, 1983 y 2010.

Respecto de las crecientes extraordinarias ocurridas a lo largo del siglo XX (1905, 1983, 1992 y 1998), todas presentaron caudales picos mayores a los 50.000 m³/s en Corrientes, a la entrada del tramo medio (Paoli y Cacik, 2000). Como se advierte, según lo mencionado previamente, tres de ellas ocurrieron en las últimas dos décadas del siglo XX.

Con referencia a los períodos secos, se desprende que todas las bajantes con valores <1 m ocurrieron entre comienzos del siglo XX y principios de la década de 1970. Solo dos bajantes presentaron valores menores a 0 (<-0,5 m; 1916 y 1944), y solo una, catalogada como “extraordinaria”, presentó valores <-1m. Esta última se verificó en 1944 con 277 días de desconexión (< 2,3 m), único año en que se registraron en el sistema niveles del agua <-1 m, lo cual a su vez coincidió con un incremento notorio de las temperaturas (Figura 5). Durante el período seco se contabilizaron en total 301 días de aguas bajas, casi un año, por debajo del umbral de desconexión (de abril 1944 a febrero 1945).

Las temperaturas del agua, por su parte, en líneas generales presentan fluctuaciones anuales semejantes de ascenso/descenso y duración de luz del día (Figura 5c). Cuando la comparación se efectúa entre décadas, se observan diferencias (sobre todo en los valores medios) a lo largo del período analizado (Figura 5a). Las mayores diferencias entre máximas y mínimas registradas por décadas se ubican a principios del siglo XX (1920 y 1930), disminuyendo estas diferencias a partir de la década de 1970. Los registros correspondientes a las mínimas temperaturas mostraron incrementos leves y continuos a lo largo del tiempo (Figura 5b). La temperatura media del agua a lo largo del período de estudio completo fue de 19,25 °C. Incrementos de la temperatura por encima de esta media se observan entre 1940-1960, luego los valores disminuyen en la década de 1970 pero, a partir de aquí el aumento es progresivo e ininterrumpido (Figura 5a).

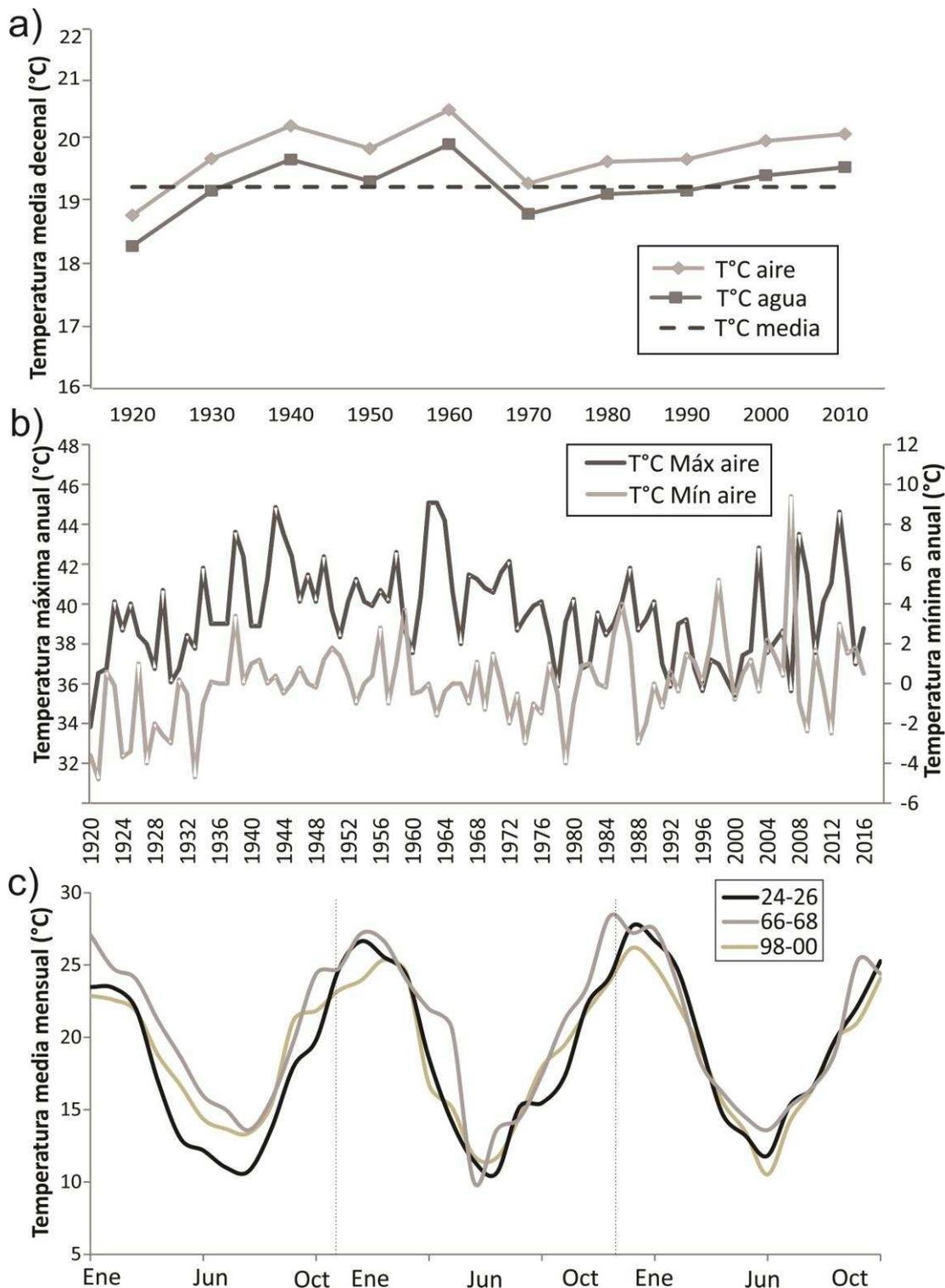


Figura 5. a) Fluctuación decenal de la temperatura (°C) del agua y del aire (1920-2016). Línea de trazos: temperatura del agua media del período de estudio. b) Máxima y mínima temperatura anual del aire. c) Fluctuación intra e interanual de la temperatura del agua media mensual de ciertos años (períodos de 3 años) seleccionados de diferentes décadas: 1924-1926, 1966-1968, 1998-2000.

El análisis en conjunto de las series temporales decenales de la temperatura del agua y del nivel hidrométrico, revela un claro aumento de los niveles del agua en las décadas de 1980 y 1990, así como el ascenso progresivo de la temperatura a partir de la década de 1970, con máximos en la mitad del siglo XX. Se obtuvieron diferencias significativas decenales ($p < 0,001$) en ambas series temporales (Figura 6). Si bien la temperatura muestra un comportamiento estacional periódico año a año (Figura 5c), existen cambios significativos entre décadas (Figura 5; $F=4,346$; $p < 0,001$).

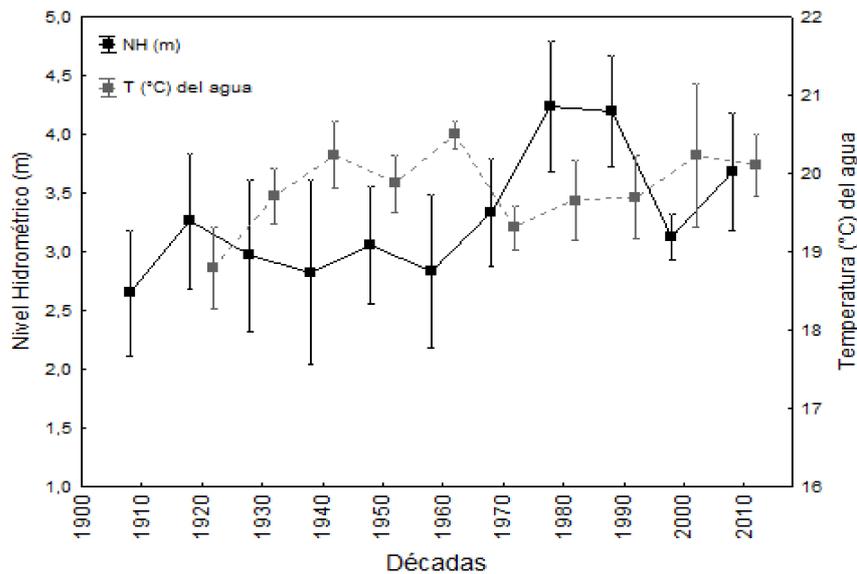


Figura 6. Fluctuaciones interdecenales de la temperatura del agua (°C; 1920-2016) y del nivel hidrométrico (m; 1905-2016). Se presentan las medias de cuadrados mínimos.

El análisis de correlación realizado entre las fechas de ocurrencia de las máximas intensidades hidrométricas y las máximas temperaturas anuales no resultó significativo ($p > 0,05$; Figura 7a). Sin embargo, se pueden apreciar coincidencias entre las máximas intensidades del agua con las máximas temperaturas (inundaciones de verano) sobre todo en los eventos registrados entre 1970 y 1985, durante el evento extraordinario de 1997-1998, y durante la inundación de 2009-2010 y 2015-2016.

Por otro lado, la correlación entre máximos niveles hidrométricos y máximas temperaturas anuales resultó significativamente ($p < 0,001$) negativa, indicando que los menores niveles hidrométricos se registran en los años con mayores temperaturas. Se observa que mientras que las máximas intensidades hidrométricas se registraron mayoritariamente entre 1980 y 1990, las máximas temperaturas se registraron durante los períodos secos (décadas de 1960, 1940) (Figura 7b).

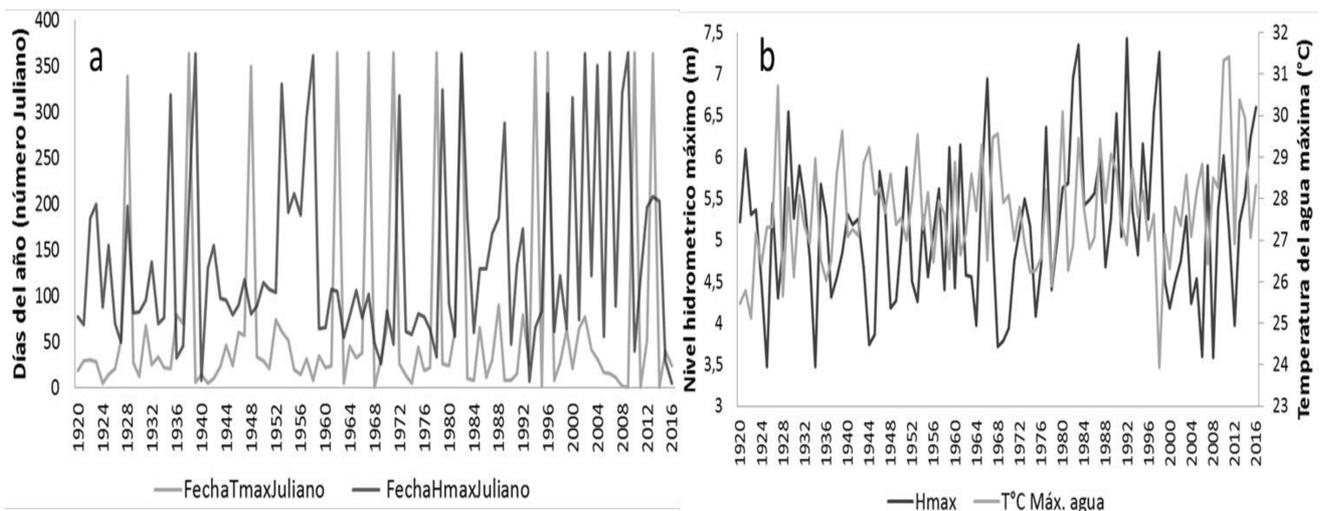


Figura 7. a) Fechas (días julianos) de las máximas temperaturas y máximas intensidades del nivel hidrométrico registradas por año. b) Fluctuación interanual del nivel hidrométrico y temperaturas máximas. Período 1920 a 2016.

4.3.2 Análisis histórico de las crecidas.

El análisis Cluster produjo cuatro grupos en relación con las características hidroclimáticas de los años (Figura 8). El grupo 1 nuclea años sin pulsos de inundación y aquellos con pulsos de corta duración (solo 8 de

33 años, entre 7 y 30 días) y bajos niveles máximos (entre 3,5 y 4,75 m). En general se caracterizan también por la ocurrencia de largos períodos secos (entre 5 y 276 días en aguas bajas). Este grupo incluye a los pulsos de flujo (niveles entre 3,5 m y 4,5 m). En el grupo 2 se ubican crecidas menores (17 en total), con Hmax entre 4,55 y 5,7 m, duraciones fluctuantes entre los 10 y 87 días y, en ciertos casos, importantes períodos secos. El grupo 3 reúne un total de 20 crecidas con algunas características similares al grupo 2 (Figura 8). Los Hmax presentan un rango entre 4,7 y 6 m, con duraciones de los eventos entre los 20 y 100 días y, en general, con predominancia de días húmedos (entre 100 y 320 días en aguas medias) y escasos períodos secos. Las temperaturas medias anuales varían entre los 18,3 y 25,3 °C. Por último, el grupo 4 contiene a las grandes crecidas ocurridas en los últimos 97 años (27 en total). Entre ellas figuran los eventos extraordinarios de 1982-1983, 1992-1993 y 1997-1998. Los niveles hidrométricos máximos de este grupo varían entre 5,22 y 7,43 m; sus duraciones en aguas altas fueron siempre superiores a 100 días. A su vez, los años presentan mayoritariamente días húmedos (entre 100-260 días) y ausencia de días secos (entre 0-90 días; Figura 8).

En definitiva, de un total de 97 años analizados, en 60 ocasiones ocurrieron eventos de inundación de diferentes características en cuanto a intensidad, duración, fecha de ocurrencia y temperaturas del agua asociadas. Ello representa un 62% del período analizado con presencia de crecidas. De las cuales 29 inundaciones ocurrieron en primavera-verano (47%, 24 de verano y 4 de primavera; Tabla 5), resultando coincidentes los máximos niveles del agua con las máximas temperaturas. Mientras que un total de 17 crecidas se registraron desfasadas del tiempo típico esperado, durante abril-mayo (28%).

Del análisis del PCA fueron retenidos dos ejes para su interpretación, que explican un 69% de la variabilidad de los datos (Figura 9). El eje 1 se correlacionó negativamente con las variables FechaHmax, FechaInicioInundación y Retraso (Delay) y positivamente con DíasHúmedos, es decir variables que describen el momento de ocurrencia de las crecidas, y períodos de aguas medias (Tabla 2). Mientras que el eje 2 se correlacionó positivamente con Hmax y Duración, y negativamente con TmediaInundación (Tabla 2), variables que describen la intensidad, duración de las inundaciones y sus temperaturas asociadas (Figura 8a). Los grupos conformados en el PCA (Figura 9b) reflejan los resultados del análisis Cluster (Figura 8).

El grupo 1 engloba años sin crecidas, con pulsos de flujo, en muchos casos caracterizados por presentar largos períodos secos (Tabla 4). El grupo 2 contiene mayoritariamente años con crecidas de baja y mediana magnitud y en general corta duración, muchas de ellas coincidentes con las máximas temperaturas (13 de 17 años; Tablas 4 y 5). El grupo 3 se presenta como intermedio, “de transición” entre el 2 y el 4, dado que contiene algunos años con crecidas importantes como ser la de 1982 (Tabla 4 y 5) y otras de menor intensidad, y de duraciones variables. Este último grupo difiere del 2 sobre todo en cuanto a la fecha de inicio de las crecidas y de las Hmax registradas, es decir, se diferencia también en el retraso (Delay) del inicio de las inundaciones, y contiene a las diferentes crecidas de primavera (Tabla 5). Se caracteriza sobre todo por contener años predominantemente húmedos, con escasa cantidad de días secos (Figura 9b). Por último, el grupo 4 contiene años (total de 24) caracterizados por los mayores eventos de inundación (Tablas 4); frecuentes crecidas de verano (11 de 24 años; Tabla 5). Estos años presentan elevadas intensidades y en su mayoría más de tres meses consecutivos en aguas altas, ocurriendo en sincronía con largos períodos húmedos (Figura 9b).

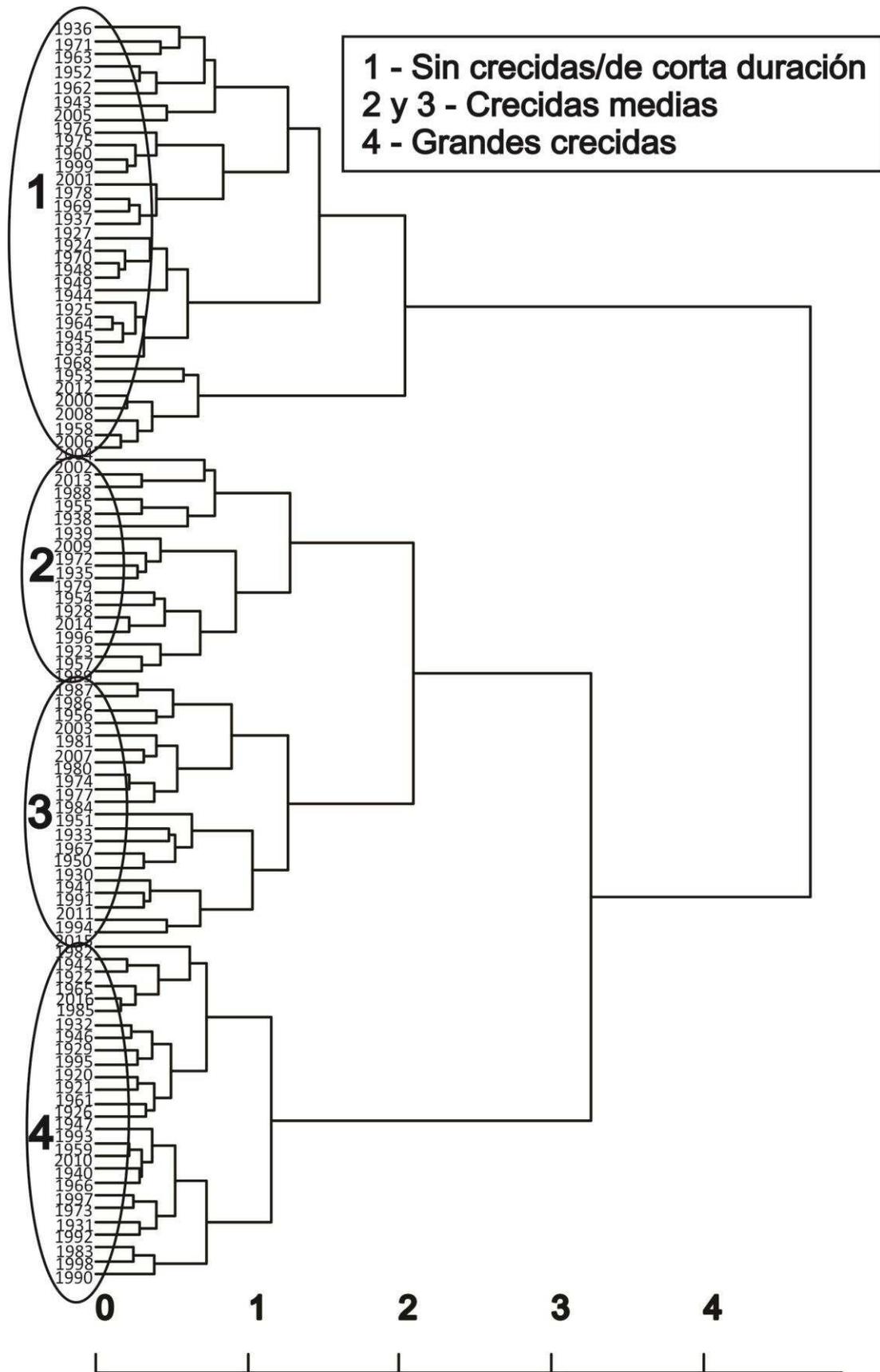


Figura 8. Dendograma resultante del análisis Cluster de las crecidas (1920-2016) ocurridas entre el siglo XX y XXI en el tramo medio del río Paraná.

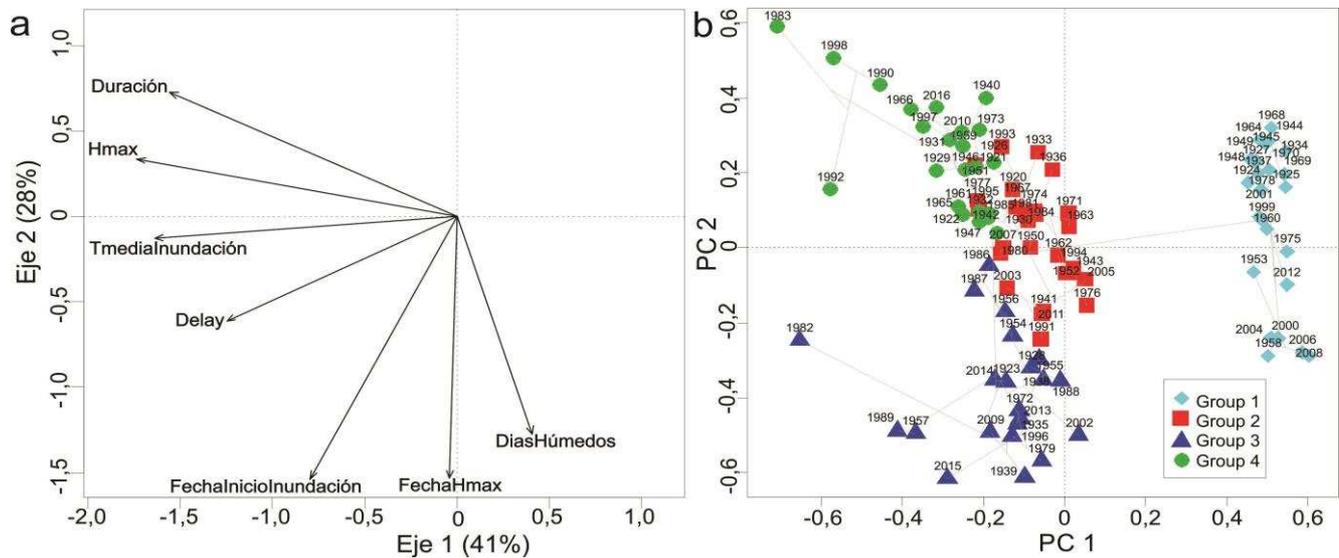


Figura 9. a) Variables hidroclimáticas más correlacionadas con el eje 1 y eje 2 del PCA (1920-2016). b) Análisis Cluster de agrupamiento de los años bajo estudio; grupos generados a partir de las variables de 8a.

Tabla 4. Rango de variación de las variables hidroclimáticas por años de los grupos del Cluster final (Figura 8b). Se incorporan datos de HmedioInundación y DíasSecos. La falta de valores (---) indica que dicha variable no se contabilizó en esos años.

Variables	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4
<i>Hmax (m)</i>	3,48 – 4,5	4,5 – 6,36	4,55 – 6,95	5,25 – 7,43
<i>HmedioInundación (m)</i>	---	4,5 – 5,43	4,53 – 5,13	4,9 – 6,17
<i>Duración (días)</i>	---	7 – 126	8 – 235	82 – 365
<i>DíasHúmedos (días)</i>	90 – 348	102 – 342	130 – 325	101 – 220
<i>DíasSecos (días)</i>	18 – 276	0 – 203	0 – 186	0 – 95
<i>FechaInicioInundación</i>	---	Ene – abril	Abril – Dic.	Ene – abril
<i>FechaHmax</i>	---	Ene – Abril	Mayo – Dic.	Ene – Junio
<i>TmediaInundación</i>	---	15,9 – 26,14	10,8 – 24,37	14,6 – 23,02
<i>Delay</i>	---	7 – 14	2 – 24	7 – 13

Del análisis de las variables hidroclimáticas se identificó además, que las máximas temperaturas de cada año acontecen generalmente en el mes de enero (55% de los casos), seguido por febrero (18%) y marzo (15%). Mientras que, respecto de la ocurrencia de las máximas intensidades del nivel hidrométrico, en general son más frecuentes en el mes de marzo (28%), seguido de febrero y abril en iguales proporciones (14% respectivamente). También se manifiestan numerosas ocurrencias de los máximos niveles del agua durante los picos de crecida de invierno (20% de los casos).

Las 29 inundaciones de primavera-verano (octubre-marzo) identificadas a lo largo del período de estudio, fueron más frecuentes durante los períodos húmedos del siglo XX. Del total 9 se registraron entre 1920-1940, solo 3 durante el período seco (1941-1970), 14 entre 1971-2000, y 3 entre 2001-2016. Esto determina una frecuencia de recurrencia media de las inundaciones de verano de entre 4-6 años, siendo más frecuentes en períodos húmedos, y disminuyendo (aproximadamente 1 por década) durante períodos secos. Considerando además la duración de las crecidas, 17 inundaciones de verano presentaron una duración mayor a 82 días en aguas altas (61% de los eventos de verano), registrándose mayoritariamente dentro del grupo 4 (11 del total; Tabla 5), durante los períodos húmedos: década de 1920 (4), 1940 (1), 1950 (2), 1960 (1), 1970 (2), 1980 (1), 1990 (4) y 2010 (2).

Tabla 5. Grupos de años resultantes del análisis Cluster final en función de las principales variables hidroclimáticas. En negrita se señalan los años en que se registraron los máximos niveles hidrométricos (> 6,5 m) alcanzados durante las mayores crecidas del río Paraná. En rojo se señalan inundaciones de verano y en naranja de primavera.

	Años
Grupo 1 <i>Sin inundaciones, pulsos de flujo</i>	1924, 1925, 1927, 1934, 1937, 1944, 1945, 1948, 1949, 1953, 1958, 1960, 1964, 1968, 1969, 1970, 1975, 1978, 1999, 2000, 2001, 2004, 2006, 2008, 2012
Grupo 2 <i>Inundaciones de corta duración</i>	1920, 1930, 1933, 1936, 1941, 1943, 1950, 1952, 1962, 1963, 1967, 1971, 1974, 1976, 1977, 1980, 1981, 1984, 1991, 1993, 1994, 1995, 2003, 2005, 2007, 2011, 2015
Grupo 3 <i>De transición</i>	1923, 1928, 1935, 1938, 1939, 1954, 1955, 1956, 1957, 1972, 1979, 1982, 1986, 1987, 1988, 1989, 1996, 2002, 2009, 2013, 2014
Grupo 4 <i>Grandes inundaciones</i>	1921, 1922, 1926, 1929, 1931, 1932, 1940, 1942, 1946, 1947, 1951, 1959, 1961, 1965, 1966, 1973, 1983, 1985, 1990, 1992, 1997, 1998, 2010, 2016

4.4 Discusión.

Los resultados anteriores verifican en parte la hipótesis general que guía esta investigación. Las fluctuaciones climáticas ocurridas a nivel regional a lo largo del siglo pasado (Capítulo 1), repercutieron sobre las temperaturas y niveles del agua del tramo medio del río Paraná. La frecuencia e intensidad de las inundaciones y la temperatura fluctuaron significativamente a lo largo del período estudiado generando escenarios secos y húmedos. El grado de repercusión de esta dinámica de las variables hidroclimáticas sobre la ictiofauna, constituye la temática que se desarrolla en los capítulos siguientes.

Si bien las fluctuaciones anuales de la temperatura del agua presentan patrones similares año a año, sus fluctuaciones entre décadas fueron marcadas. Por su parte, el régimen hidrológico varió significativamente año a año y entre décadas a lo largo de los últimos 100 años, adquiriendo así la hidrología relevancia clave sobre los requerimientos ecológicos ícticos, esencialmente las crecidas de verano (más frecuentes durante períodos húmedos). Este contexto hidrológico tuvo su correlato natural en los grados de conexión entre los ambientes de la planicie que cambiaron notoriamente durante el período analizado. Giacosa y col. (2000), señalan entre las principales causas de las fluctuaciones mencionadas, a las variaciones en los regímenes de precipitación a nivel de la cuenca del Plata, tanto en magnitud como en distribución. Los cambios en las características de los flujos altos y bajos del Paraná a lo largo del tiempo fueron asociados a una diversidad de episodios de El Niño y La Niña (Camilloni y Barros, 2000; Berri y col., 2002), cuya frecuencia se relaciona a su vez con las TSM (Capítulo 1) y parece haber aumentado junto con el incremento registrado en la temperatura en la región (Herbert y Dixon, 2002; Antico y col., 2014). Dentro de este ámbito general, considerando los tratamientos realizados y partiendo de la base de estudios de climatólogos desarrollados para la cuenca que a continuación se discuten, es posible identificar a lo largo del tiempo cuatro escenarios hidroclimáticos diferentes (Figura 10).

Un primer grupo de años secos, con inundaciones de muy baja intensidad y duración o sin ellas, con ocurrencia solo de pulsos de flujo, reúne años mayoritariamente de las décadas de 1940 a 1970 y del 2000 (Figura 8). En el período comprendido entre 1940 y comienzos de 1970 (11 de los 25 años del grupo), se produjo un escenario seco, con anomalías de descargas negativas (Antico y col., 2014), caracterizado por flujos bajos, disminución de los caudales de los ríos, extensos períodos de desconexión en la planicie y menor frecuencia de las lluvias sobre la cuenca (García y Vargas, 1998; Paoli, 2011a). En este período se registraron 6 bajantes pronunciadas, entre ellas los menores caudales anuales del siglo (1944 y 1969; Figura 10). A partir de 1960 los caudales anuales y frecuencia de las crecidas comienzan a incrementarse (García y Vargas, 1998).



Figura 10. Escenarios hidroclimáticos identificados a lo largo del período de estudio (1900-2016), tramo medio del río Paraná.

Por el contrario, entre 1970 y 2000 no ocurren estiajes pronunciados. Entre 1970 y 1975 se verifica un calentamiento leve en la región con un claro aumento de las precipitaciones en la cuenca (en más del 40% según Barros y col., 2006), incrementándose el promedio anual en 200 mm (Iriondo, 2011). De la mano de estos incrementos sostenidos, se sucedieron grandes eventos de inundación, de elevada magnitud y duración. Las precipitaciones más altas (Anderson y col., 1993; Barros y col., 2000) y su correlato en los flujos de los ríos en la cuenca (García y Vargas, 1998; Robertson y Mechoso, 2000), provocaron desde 1972 una intensificación de las anomalías de flujo positivas (García y Mechoso, 2005; Antico y col., 2014), dando cuenta del período prolongado de inundaciones (Barros y col., 2006) y el escenario claramente húmedo en el sistema en las 3 décadas mencionadas (Figura 9). Los años pertenecientes a dicho escenario, caracterizados por frecuentes e intensas inundaciones de gran duración, mayoritariamente de verano (en 14 de 30 años), se nuclean principalmente dentro del grupo 4 del análisis Cluster realizado.

Sobresalen aquí tres de los cuatro picos de inundación más intensos del siglo XX. Estos eventos extremos (82-83, 92-93, 97-98) se han asociado a fenómenos de El Niño intensos (Flamenco, 1998; García y Vargas, 1998; Berri y col., 2002; Barros y col., 2004; Barros y col., 2006), particularmente en las décadas de 1980 y 1990 (Camilloni y Barros, 2000; Garreaud y col., 2009). Estas crecientes extraordinarias se deberían a una conjunción de fenómenos relacionados con la variabilidad interdecadal del Océano Pacífico (IPO/PDO), sumados a los eventos ENOS y otras oscilaciones climáticas que actuaron a nivel de la cuenca (Antico y col., 2015). Según Camilloni y Barros (2000), dos tercios de los picos máximos registrados en la cuenca del Paraná ocurrieron durante eventos ENOS (Figura 11). Además de las crecientes mencionadas, en el grupo 4 aparecen otros grandes eventos como el de 1959, 1966 y las más recientes de 2009-2010 y 2015-2016, todas de gran duración (más de 5 meses en aguas altas) e intensidad (>6 m), coincidentes con las máximas temperaturas (inundaciones de verano).

Los períodos iniciales del siglo XX (en especial las décadas de 1920 y 1930; Figura 9), se incluyen mayoritariamente dentro de los grupos 2 y 3 del análisis, caracterizándose por presentar inundaciones frecuentes, caudales elevados y, en general, escasa cantidad de días secos y numerosos eventos de inundación de primavera-verano (en 9 de 21 años; 1920-1940). En este sentido, se han detectado anomalías de descargas positivas en el período previo a 1939 (Antico y col., 2014), coincidente con un intervalo de flujos altos entre 1904-1930 (Amsler y col., 2005; Antico y col., 2014). Cabe resaltar la creciente extraordinaria de 1905, principal evento de inundación del período húmedo de principios de siglo XX, y de los últimos 130 años en cuanto intensidad máxima. Si bien no fue agrupada en el análisis Cluster por el período contemplado (1920-2016), por sus características muy probablemente habría correspondido al grupo 4.

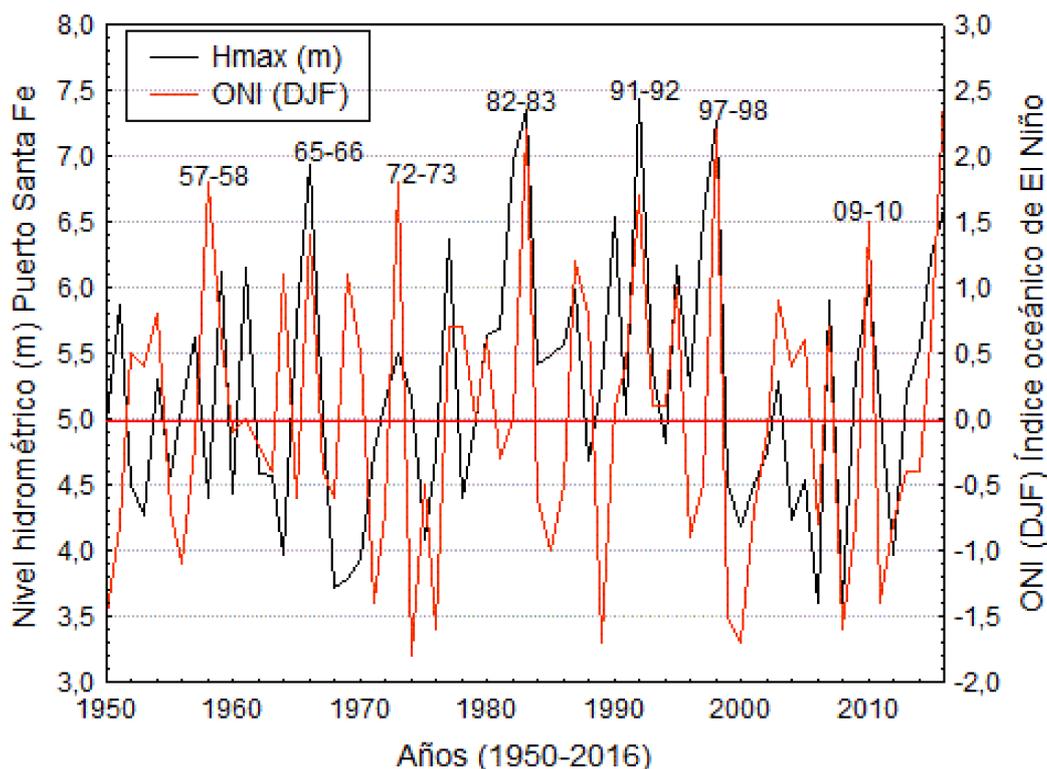


Figura 11. Fluctuación interanual del Índice Oceánico de El Niño (ONI, valores calculados por la NOAA) y del nivel del agua (nivel hidrométrico en metros). Identificación de eventos cálidos (El Niño, anomalías positivas) y fríos (La Niña, anomalías negativas). Se señalan los años donde se registraron los Niños más intensos (fuertes) de los últimos 67 años.

En relación con los períodos hidroclimáticos cabe destacar el análisis efectuado por García y Vargas (1998) de la frecuencia de ocurrencia de los eventos extremos de inundación en el río Paraná, resultando aquellos con una recurrencia de 4 años lo cual es representativo de la periodicidad del ENOS. En función de ello esos autores distinguieron tres grandes períodos hidrológicos a lo largo del siglo XX: medio, seco y húmedo, los cuales son totalmente compatibles con los resultados presentados aquí. El primero abarca desde principios del siglo XX hasta 1943, el segundo se extiende desde 1943 hasta 1970, y el tercero se ubica desde comienzos de la década de 1970 hasta el 2001 (Figura 9). A partir del estudio aquí realizado es posible indicar que la frecuencia media de ocurrencia de las inundaciones óptimas de verano a lo largo de los 97 años en el tramo medio del río Paraná resulta en una recurrencia de 4-6 años; significativamente más frecuentes durante los períodos húmedos (entre 2-4 años frecuencia de recurrencia).

Queda aún definir con mayor precisión qué tipo de fase, escenario seco/húmedo, correspondería el período actual de principios del siglo XXI (Figura 9), del cual solo se tienen 16 años de registros hidroclimáticos. En efecto, entre finales de 1990 y mediados de 2009, se inició un periodo relativamente seco de aproximadamente 10 años de duración, donde los flujos volvieron a bajar considerablemente. En 2009-2010 la hidrología de la cuenca da un nuevo giro y se registran nuevamente inundaciones de variadas características a lo largo de todo el período 2009-2016. Dos de ellas, las ya mencionadas de 2009-2010 y 2015-2016, fueron de gran duración y elevados niveles, coincidentes con las máximas temperaturas (inundaciones de verano).

En este sentido, retomando el planteo acerca del calentamiento global y sus posibles efectos a escala global y en la región, discutidos en el Capítulo 1, ese fenómeno no se habría reflejado, desde comienzos del siglo XXI y hasta el momento, en un incremento en la severidad y frecuencia de las crecidas en la cuenca del río Paraná. Ello, a pesar de los dos eventos recientes citados. En síntesis, no existen aún evidencias estadísticas (o de otro tipo), que permitan afirmar la intensificación de las inundaciones por efecto del calentamiento global y su repercusión en la cuenca, pero tampoco que se haya revertido la tendencia iniciada en 1970 y el escenario hidroclimático asociado.

Fluctuaciones hidroclimáticas y capturas ícticas comerciales.

5.1 Introducción.

Tal como se describió en el Capítulo 3, la compilación de datos de capturas ícticas comerciales en el río Paraná en Argentina, comenzó alrededor de 1930 y se mantuvo con suficiente continuidad por aproximadamente 50 años. Por otro lado, desde 2011 el Ministerio de Producción de la Provincia de Santa Fe ha venido sistematizando los registros de la pesca de los principales puertos de desembarco de la provincia. Esta información fue la utilizada en este capítulo para analizar los efectos sobre las capturas ícticas comerciales del tramo medio, de las fluctuaciones hidroclimáticas decenales y anuales a lo largo del siglo pasado y en la actualidad. En primer lugar se evaluaron las variaciones de las capturas comerciales específicamente entre 1935 y 1983, y entre 2011-2015 para identificar los eventuales efectos de las fluctuaciones hidroclimáticas en aquellas, así como cambios en el tiempo en la composición del ensamble íctico comercial del sistema.

Concretamente, se procuró verificar si la biomasa y la composición de las capturas ícticas comerciales fueron afectadas por las variaciones anuales y decenales de las variables hidroclimáticas. Específicamente, la atención se centró en el hecho de que ante inundaciones más frecuentes y de mayor magnitud (asociadas a fluctuaciones climáticas) que incrementan la conectividad entre el cauce principal y los ambientes de la planicie de inundación producen, en años posteriores, mayores capturas de las principales especies migradoras de importancia comercial del tramo medio del río Paraná.

5.2 Metodología.

5.2.1 Análisis de las capturas ícticas comerciales. Cambios interdecenales.

Las especies y los puertos seleccionados de las estadísticas oficiales de producción pesquera continental argentina (PPARG; 1935-1983) y registros de la pesca fiscal de la provincia de Santa Fe (PPSF; 2011-2015) utilizados en los tratamientos que se presentan aquí, fueron descriptos en el Capítulo 3.

Para evaluar la existencia de diferencias significativas entre décadas de la biomasa íctica total comercial (PPARG) se realizó un gráfico de caja, y un análisis multivariado no paramétrico unifactorial (PERMANOVA, Anderson, 2001), ya que no se cumplieron los presupuestos de normalidad y homocedasticidad. Luego, se efectuaron las comparaciones (test de Wilcoxon) entre pares para identificar las diferencias mencionadas. El análisis de la variación temporal entre décadas de la estructura de las capturas ícticas de las 7 especies seleccionadas, se llevó a cabo mediante un análisis canónico de coordenadas principales (CAP, por sus siglas en inglés; Anderson, 2004). En ambos métodos se utilizó la medida de distancia de Bray-Curtis (Bray y Curtis, 1957), y se aplicó un test de permutación con 999 corridas (Manly, 1997).

5.2.2 Fluctuaciones inter e intraanuales de las capturas comerciales.

Las fluctuaciones temporales de las capturas ícticas comerciales (toneladas; anuales y mensuales) en el tramo medio desde 1936 hasta la actualidad, fueron examinadas mediante análisis de correlación de Pearson en función de las variaciones de los niveles hidrométricos máximos mensuales y del conjunto de variables hidroclimáticas (Tabla 2, Capítulo 4). Luego, se estudió en detalle el cambio intraanual de las capturas durante

el período de desconexión más prolongado e intenso del último siglo utilizando los niveles hidrométricos medios mensuales, y distinguiendo la estacionalidad de los registros, esto es, diferenciando meses de verano (dic-feb), del resto del año. Para evaluar alteraciones en la composición y estructura del ensamble íctico comercial a lo largo del período citado, se contrastaron las fluctuaciones interanuales de las capturas de las siete especies más frecuentes y abundantes de importancia comercial mediante gráficos de columnas apiladas. Respecto de la base PPARG, la significación de las diferencias entre las capturas ícticas por décadas, se estableció empleando un análisis de varianza no paramétrico (Kruskal Wallis), por no cumplirse con los supuestos de normalidad y homocedasticidad.

5.2.3 Capturas comerciales y situación hidroclimática previa.

Finalmente, el grado de relación entre las variables hidroclimáticas y los cambios de las capturas comerciales (PPARG) en el tramo medio, se determinó utilizando un análisis de redundancia basado en la distancia (dbRDA, por sus siglas en inglés). Este procedimiento es semi-paramétrico y no asume normalidad ni homogeneidad de varianza. Se usó una matriz de distancia Steinhaus/Bray-Curtis (Legendre y Legendre, 2012) y mediante 9999 permutaciones aleatorias (Manly, 1997), se obtuvieron valores de probabilidad para las variables predictoras. Los casos de cero capturas no fueron considerados como verdaderos ceros, sino como capturas por debajo del nivel de detección. Tales casos fueron valorados como la mitad del nivel mínimo de captura diferente de cero por especie (Górski y col., 2011a). La exploración de posibles retrasos (lags) en la respuesta de las capturas con respecto a las características del régimen hidrológico, se desarrolló aplicando los análisis de dbRDA. Cuando fue necesario las variables predictoras fueron transformadas logarítmicamente (\log_{10}) a fin de mejorar el ajuste lineal de los datos. Para este fin se usaron períodos de retraso de 0-6 años. Identificado el mejor modelo de dbRDA, se evaluaron las correlaciones entre las capturas de peces y las variables hidroclimáticas significativas ($p < 0,01$). En todos los casos, se identificaron las relaciones colineares significativas entre las variables predictoras (Pearson's $r > 0,6$), omitiéndose las redundantes.

Correlaciones de Pearson, análisis Cluster, análisis de varianza no paramétrico, PCA y dbRDA se llevaron a cabo con el software libre R (R Development Core Team, 2014). En todos los casos el nivel de significancia adoptado fue de $p < 0,05$ (con excepción del dbRDA).

5.3 Resultados.

5.3.1 Capturas comerciales: cambios interdecenales.

Las diferencias entre capturas ícticas totales decenales (PPARG) fueron estadísticamente significativas ($F=2,965$; $p < 0,01$). La década de 1930 presentó las menores capturas mientras que los mayores valores se obtuvieron en la de 1980, seguidos por la de 1940, 1960, 1950 y 1970 (Figura 1; Tabla 1).

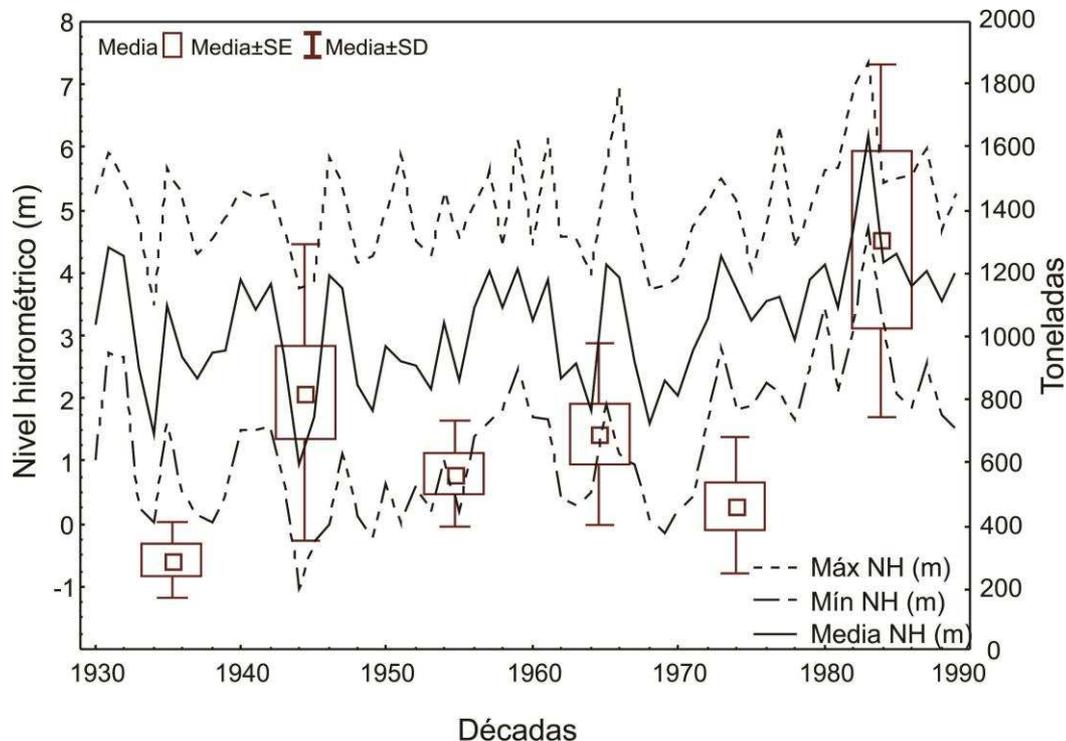


Figure 1. Niveles medios, máximos y mínimos del agua anuales (promedio), período 1930-1989. Diagrama de cajas representan las capturas comerciales ícticas por décadas.

Tabla 1. Diferencias entre décadas de la captura íctica total comercial. En **negrita** se indican diferencias significativas.

Décadas	t	P_perm
1930-1940	2,836	0,001
1930-1950	1,146	0,178
1930-1960	2,108	0,013
1930-1970	1,339	0,165
1930-1980	0,863	0,037
1940-1950	1,472	0,112
1940-1960	0,597	0,857
1940-1970	1,529	0,079
1940-1980	3,055	0,002
1950-1960	1,003	0,361
1950-1970	0,744	0,498
1950-1980	1,459	0,087
1960-1970	1,104	0,313
1960-1980	2,381	0,007
1970-1980	1,988	0,018

El CAP indicó diferencias significativas temporales en la composición de especies de las capturas comerciales entre décadas ($tr(Q_m'HQ_m)=1,469$; $p<0,001$; Figura 2A). Se advierte que la composición íctica de las décadas de 1960, 1970 y 1980 resultó más semejante entre sí aunque con diferencias significativas entre 1960-1980 y 1970-1980. El ensamble de 1930 se diferenció significativamente de los restantes, y junto al de 1940 se ubican separados del resto de las décadas. Las capturas de las especies ícticas se estructuraron temporalmente (Figura 2B).

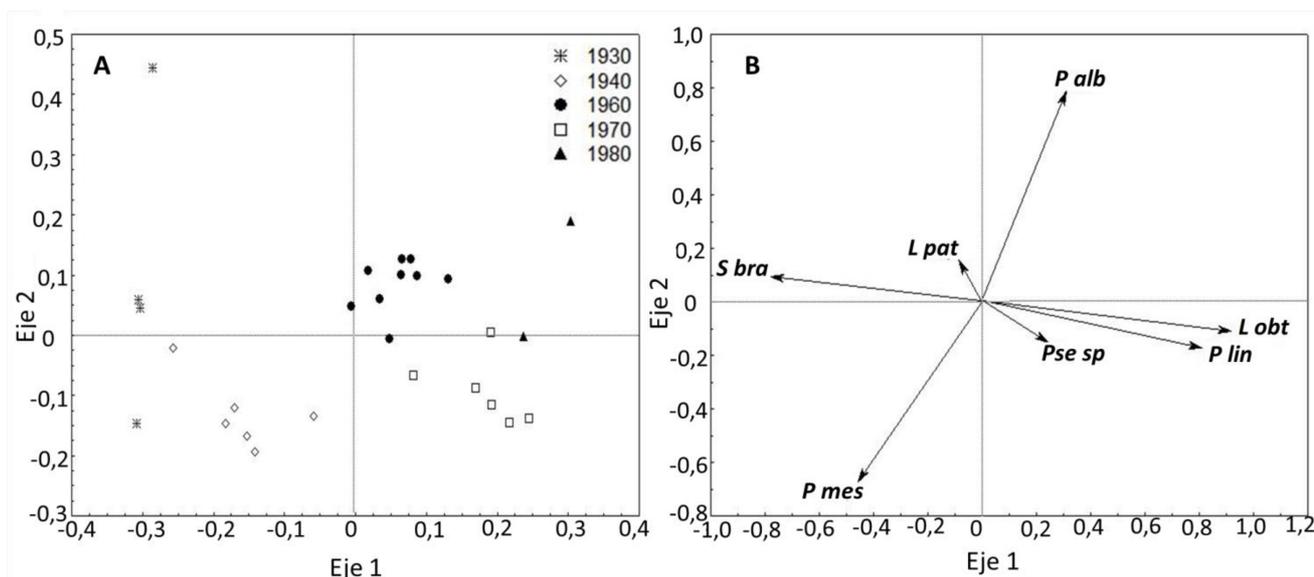


Figure 2. A) Análisis canónico de coordenadas principales (CAP) de la variación temporal de la estructura del ensamble íctico comercial en el tramo medio del río Paraná durante 1936-1982. B) Estructuración de las especies ícticas comerciales por décadas estudiadas. Las capturas de peces discriminadas por especies no fueron registradas en la década de 1950. Acronimos de especies: *Pseudoplatystoma* sp. (Pse sp), *Luciopimelodus pati* (L pat), *Piaractus mesopotamicus* (P mes), *Pimelodus albicans* (P alb), *Prochilodus lineatus* (P lin), *Salminus brasiliensis* (S bra) y *Megaleporinus obtusidens* (M obt).

5.3.2 Variabilidad hidroclimática y capturas comerciales inter e intraanuales.

Los resultados sobre este particular, complementan y precisan los obtenidos previamente para las capturas ícticas comerciales de PPARG a nivel decenal. Se observaron elevadas capturas durante los primeros años de 1940 y un descenso abrupto de las mismas en 1944. En las décadas siguientes, 1950 y 1960 (período seco), los valores resultaron menores que los de los años previos y posteriores, muy húmedos, de la década de 1980. Se resalta el notorio repunte de las capturas entre 1961-1962 (Figura 3a). Las capturas totales se correlacionaron significativas y positivamente con las variables que refieren a la duración de las crecidas y superficie de inundación, a las características de los períodos húmedos y negativamente respecto de la media del agua de los períodos secos (Tabla 2).

Respecto de las capturas de la base de datos PPSF, las mayores capturas totales anuales se registraron en 2015. Del análisis de la fluctuación mensual se observó un notorio incremento en octubre 2011, seguido por los meses de marzo, abril y mayo de 2015 (Figura 3b). Las capturas ícticas se correlacionaron significativa y positivamente con las variables que refieren a la cantidad de días húmedos, nivel mínimo del agua y fecha de las máximas intensidades (Tabla 2).

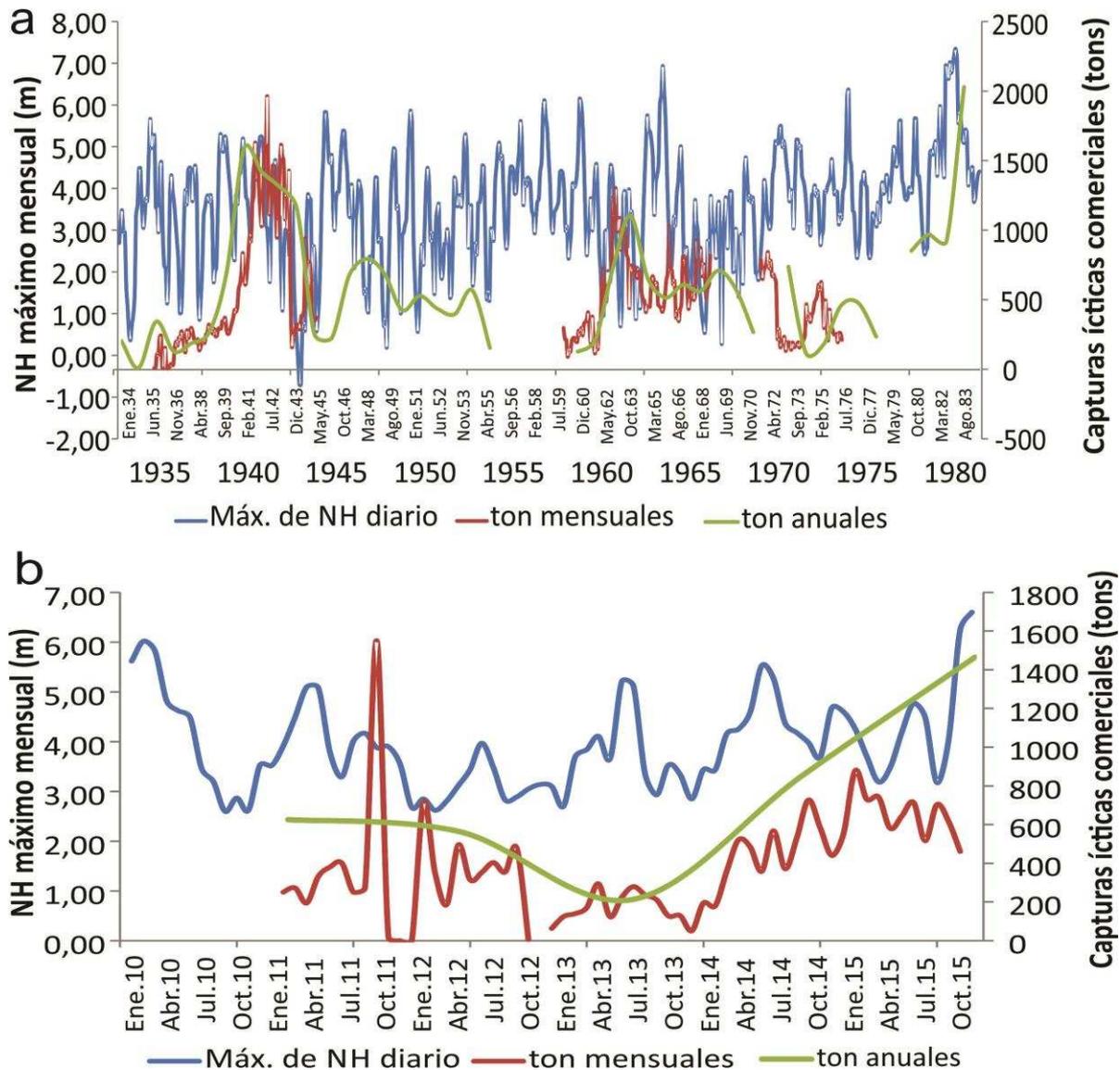


Figura 3. Niveles hidrométricos máximos mensuales y frecuencia absoluta intra e interanual de las capturas comerciales: a) PPARG, 1935-1983; b) PPSF, 2011-2015.

Tabla 2. Correlaciones de Pearson entre las variables hidroclimáticas y las capturas ícticas comerciales (anuales) de los diferentes sets de datos. En negrita se señalan valores de p de correlaciones significativas.

Conjunto de variables	Variables	PPARG (1935-1983)		PPSF (2011-2015)	
		r	p	r	p
Hidroclimáticas	Hmax	0,19	>0,05	0,66	>0,05
	Hmin	0,44	>0,05	0,89	0,043
	Hmedia	0,21	>0,05	0,51	>0,05
	HmedioInundación	0,17	>0,05	0,23	>0,05
	HmedioDíasHúmedos	0,54	0,004	0,54	>0,05
	HmedioDíasSecos	0,59	0,001	0,69	>0,05
	FechaInicioInundación	0,29	>0,05	0,64	>0,05
	FechaHmax	0,19	>0,05	0,81	0,06
	FechaFinInundación	0,16	>0,05	0,34	>0,05
	Duración	0,48	0,035	0,65	>0,05
	DíasHúmedos	0,57	0,002	0,86	0,052
	DíasSecos	0,19	>0,05	0,37	>0,05
	TinicioInundación	0,38	>0,05	0,63	>0,05
	TfinInundación	0,16	>0,05	0,59	>0,05
	TmediaInundación	0,22	>0,05	0,55	>0,05
	TmediaAnual	0,45	>0,05	0,31	>0,05
	Delay	0,24	>0,05	0,41	>0,05
SupInundación	0,47	0,017	0,63	>0,05	

Al examinar en detalle el descenso abrupto de las capturas comerciales en 1944-1945 (PPARG), se advierten valores próximos a cero (e inclusive cero) en sucesivos meses del año 1944 y principios de 1945: otoño, invierno y primavera de 1944, y verano de 1944 y 1945 (Figura 4). La correlación entre los niveles medios del agua y las capturas comerciales del período 1941-1946 resultó significativa ($r=0,68$; $p<0,001$), lo cual indica una fuerte relación entre la bajante extrema de esa época (evidencia indirecta de conectividades nulas o mínimas de los ambientes en la planicie) y las capturas de las principales especies ícticas de importancia comercial.

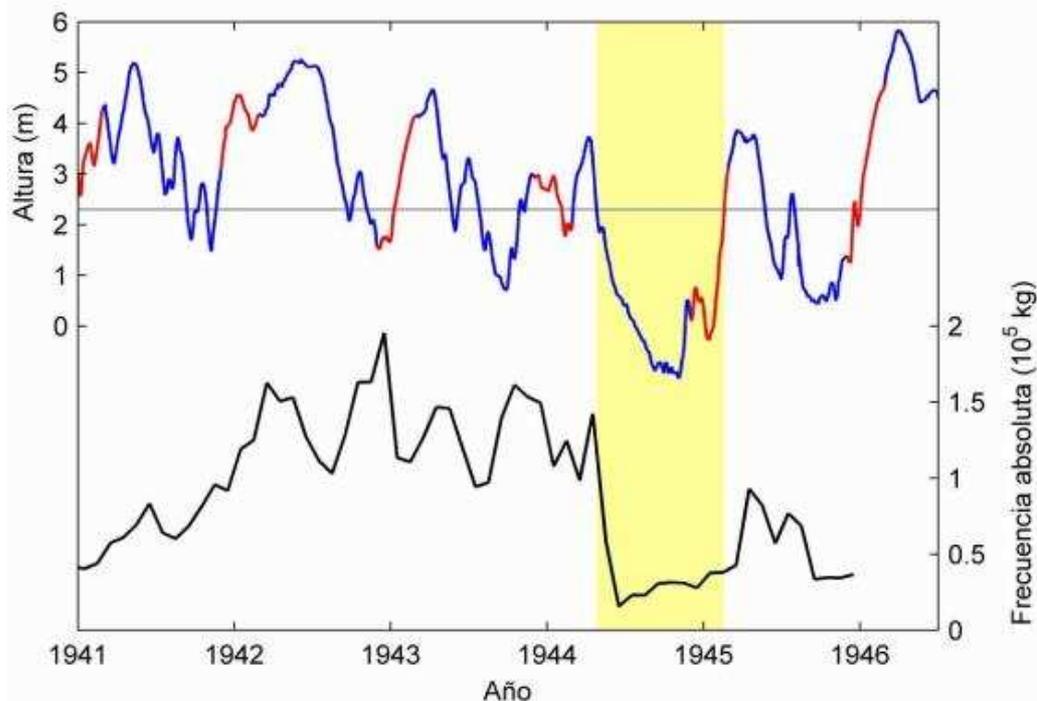


Figura 4. Altura hidrométrica (media mensual) y capturas comerciales (1941-1946). Rojo: verano; azul: resto del año. Línea gris: nivel de desconexión. Resaltado en amarillo: período de desconexión pronunciado.

Cambios temporales en la composición y estructura del ensamble íctico comercial.

Profundizando el tratamiento realizado en la Figura 3 del ítem 5.3.2, en cuanto a fluctuaciones temporales interdecenales de 1930-1980 de las capturas comerciales por especie, se encontraron diferencias significativas entre las biomásas de todas ellas ($p<0,05$ en todos los casos), con la única excepción de *L. pati* (patí; Figura 5), única especie que no presentó diferencias estadísticamente significativas entre sus capturas decenales ya que las mismas fueron semejantes a lo largo del tiempo, presentando los menores valores al comienzo de 1980. Respecto a los cambios interanuales (Figura 5), se observa que, en el caso de *Piaractus mesopotamicus* (pacú), los mayores registros se verificaron en la década de 1940, disminuyendo marcadamente desde 1960. En el caso de *M. obtusidens* (boga), sus capturas son en general notoriamente menores a las del resto de las especies, si bien se advierte un progresivo incremento en las últimas dos décadas. De igual modo, *P. lineatus* (sábalo) presentó notorios incrementos en las capturas en las últimas tres décadas. Los mayores registros de *P. albicans* (bagre) se verificaron en 1937 y durante la década de 1960. El surubí (*Pseudoplatystoma sp.*) fue la especie más capturada a lo largo de todo el período de estudio. Por su parte, *S. brasiliensis* (dorado), presentó máximos valores en las dos primeras décadas.

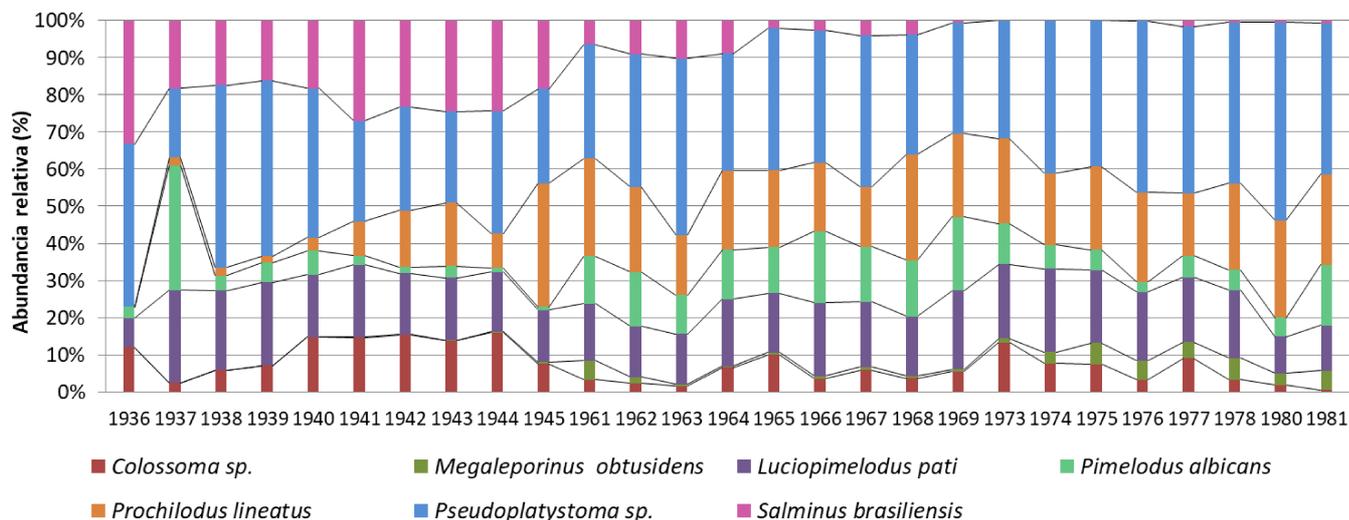


Figura 5. Fluctuaciones interanuales de las capturas ícticas comerciales de las siete especies más frecuentes y abundantes del período 1936-1981 (PPARG).

Comparando las fluctuaciones interanuales de las capturas comerciales en las dos series de datos disponibles PPARG y PPSF, se advierte entre los cambios más relevantes, la desaparición en la actualidad del pacú y el dorado entre las especies más abundantes. Por el contrario, se observa la incorporación de *H. aff. malabaricus* (tararira) y *P. granulatus* (armado) dentro de las especies dominantes del ensamble actual (2011-2015; Figura 6b).

Por su parte, *P. lineatus* resulta claramente dominante en el escenario presente, ya que representa el 91,4% de la biomasa comercial del sistema (Figura 6a). Además, es notoria una disminución en las capturas del surubí en contraste con las del pasado (1936-1981), donde la especie era la más frecuente y abundante (PPARG, Figura 5). Al igual que con el sábalo, se aprecia el incremento de las capturas de la boga a lo largo del siglo pasado, y su importante presencia dentro del stock comercial en el escenario pasado y actual (Figura 6b).

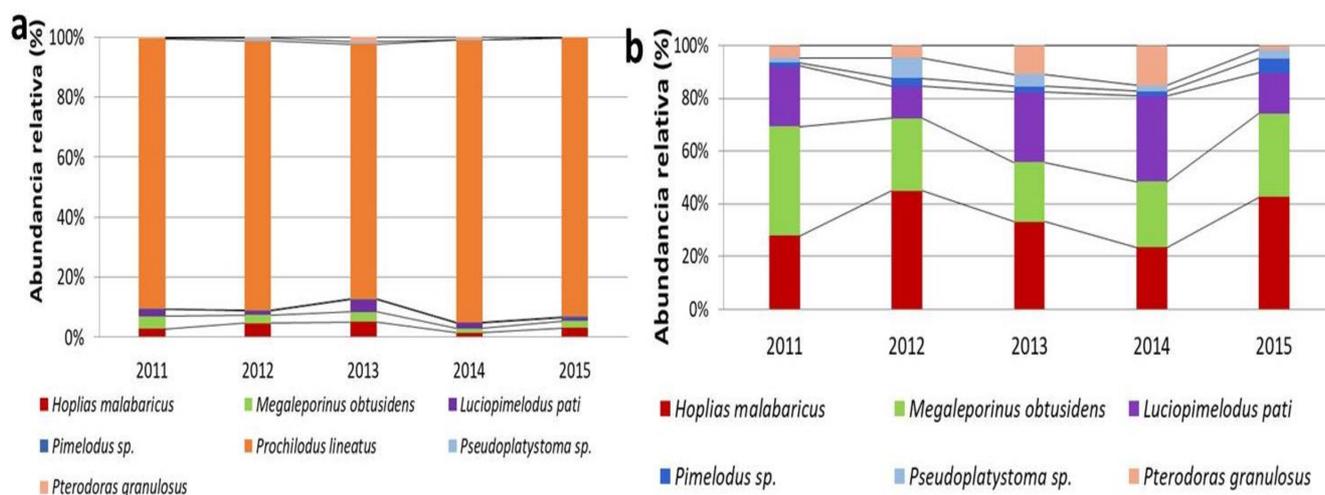


Figura 6. Fluctuaciones interanuales de las capturas comerciales de las siete especies más frecuentes y abundantes del período 2011-2015 (a: considerando a *P. lineatus*; b: sin considerarlo), de los principales puertos de desembarco de la Prov. de Santa Fe (PPSF).

5.3.3 Capturas comerciales y situación hidroclimática previa.

El resultado del análisis de redundancia realizado entre las capturas ícticas comerciales (PPARG) y las variables hidroclimáticas de años previos mostró que las capturas ocurridas en un año en particular estuvieron relacionadas con rasgos hidroclimáticos ocurridos 2 años antes (Figura 7). El modelo explicó significativamente

el 43% de la varianza de las capturas de peces comerciales del tramo medio (Figuras 8). Considerando el retraso de 2 años, el eje 1 explicó el 31% del total de la varianza y se correlacionó positivamente con la variable nivel del agua medio durante las crecidas (HmediaInundación), y negativamente con el mínimo nivel del agua (Hmin) (Figura 8). Las variables asociadas con la temperatura como, TmediaAnual y TInicioInundación se correlacionaron positivamente con el eje 2 (que explicó el 11% de la varianza). *S. brasiliensis* se correlacionó positivamente con HmediaInundación y negativamente con Hmin, al igual que *P. mesopotamicus*. Mientras que *M. obtusidens* se relacionó positivamente con la variable Hmin y TInicioInundación, y negativamente con HmediaInundación. Además, *P. lineatus*, *Pseudoplatystoma sp.*, *Luciopimelodus pati* y *Pimelodus albicans* se relacionaron positivamente con la temperatura media anual (TmediaAnual).

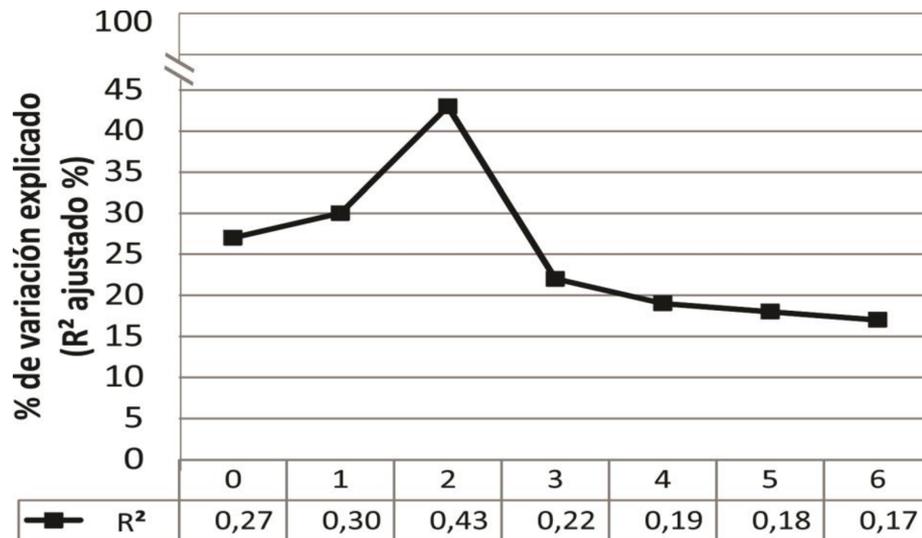


Figura 7. Valores de R cuadrado ajustado (% de variación explicado) de los modelos ajustados empleando el análisis dbRDA con diferentes períodos de retrasos (lags) de 0 a 6 años.

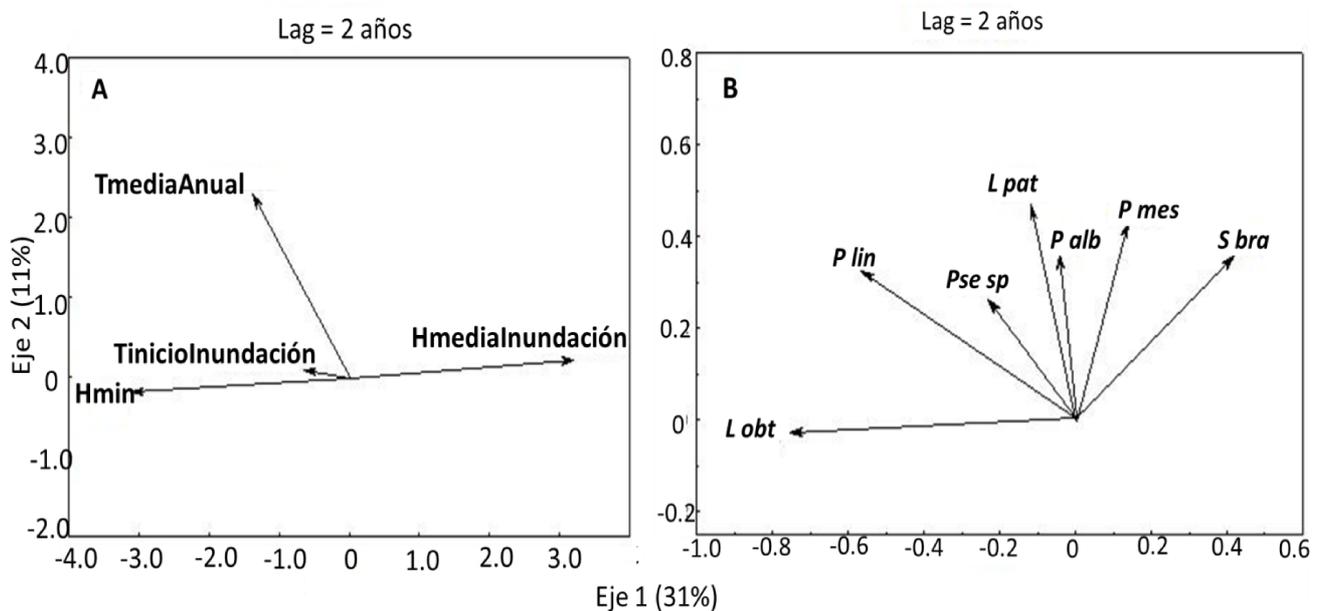


Figura 8. A) Análisis de redundancia basado en la distancia (dbRDA) de las capturas de peces comerciales en el tramo medio del río Paraná desde 1936 a 1982 explicado por las variables hidroclimáticas. B) Estructuración de las capturas comerciales en relación con las variables seleccionadas.

5.4 Discusión.

5.4.1 Variabilidad del régimen hidrológico.

Según los resultados presentados y discutidos en el Capítulo 4, el período de 1930-1980 correspondiente a la serie de datos PPARG, presenta diferencias entre épocas secas y húmedas, dos de los períodos hidrológicos

resultado de las fluctuaciones climáticas documentadas para la cuenca del Paraná en el siglo XX: el comprendido entre 1940 y 1970, caracterizado por precipitaciones y caudales bajos (resaltándose la ocurrencia de 6 bajantes pronunciadas), y el que se inicia en los primeros años de 1970, caracterizado por precipitaciones y caudales elevados (García y Vargas, 1998). A partir de allí se produjeron inundaciones extraordinarias y frecuentes asociadas con eventos ENOS (Barros y col., 2006). Mientras que el período comprendido por la serie de datos PPSF, es posterior al evento de inundación de 2009-2010 de gran intensidad y duración, coincidente con las máximas temperaturas.

Hacia finales del período húmedo de principios del siglo XX (1930-1941) se sucedieron 7 eventos de inundación, de los cuales 5 presentaron rasgos hidroclimáticos óptimos, en cuanto que coincidieron con las máximas temperaturas. De igual modo, durante el período húmedo de 1970-1980, de 15 inundaciones registradas 8 coincidieron con las máximas temperaturas, en general todas de gran duración e intensidad, sumada la creciente extraordinaria de 1983. En contraste, durante el período seco de mediados de siglo pasado (1940-1970) ocurrieron un total de 15 crecidas, de las cuales solo 3 se registraron en primavera-verano y tuvieron gran intensidad y duración. Se indica así que los períodos húmedos registrados a lo largo del tiempo en la planicie, presentaron características hidroclimáticas ideales para la estrategia reproductiva de las especies comerciales, en especial las periódicas (migradoras de larga distancia), reconocidas por las grandes distancias que abarcan sus migraciones en la cuenca (Bonetto y col., 1969; Sverlij y Espinach Ros, 1986), porque se reproducen durante el verano en los ambientes lóticos del cauce principal y utilizan los diversos hábitats inundables como criaderos de larvas y juveniles (Baigún y col., 2003). A comienzos del siglo XXI la situación pareció revertirse, ya que durante toda la década de 2000, caracterizada sobre todo por años secos, solo se registraron dos crecidas de corta duración, y de ellas solo una coincidente con las máximas temperaturas (de febrero a abril de 2007, Hmax de 5,9 m). Pero entre fines de 2009 y comienzos de 2010, se registró un nuevo evento de inundación de características óptimas para el ensamble íctico, el cual fue seguido por inundaciones menores (Hmax en abril y junio-julio; 2011, 2013 y 2014), y una nueva gran crecida de verano en 2015-2016, revirtiéndose así el panorama aparentemente seco de principios de siglo XXI.

5.4.2 Implicancias para las poblaciones ícticas y pesquerías.

Relación de las capturas decenales con las características hidrológicas previas.

El notable incremento observado en las capturas comerciales durante el período 1980-1983, ocurrió en simultáneo con el aumento de los niveles hidrológicos máximos y mínimos (Figura 3), excepcionalmente altos durante la creciente extraordinaria de 1982-1983, coincidente con el aumento de la captura de *P. lineatus* registrado por Quirós y Cuch (1989). Estos incrementos significativos en las capturas comerciales podrían deberse a un aumento en la oportunidad de dispersión de los ejemplares adultos de las especies comerciales (Agostinho y col., 2004, 2007) dado mayor disponibilidad de hábitats en la planicie generados por la elevada conectividad del sistema durante extensos períodos de tiempo, permitiendo el repoblamiento de áreas con alto grado de explotación. La abundancia de ejemplares adultos en el sistema sería producto de las condiciones hidroclimáticas beneficiosas previas de la década de 1970 y principios de 1980, con frecuentes y abundantes inundaciones de verano. Los resultados obtenidos en este capítulo, indican que las variables que tienen que ver con la magnitud y duración de las inundaciones, y niveles mínimos del agua a lo largo de los años son los factores que mejor explican la variación en las capturas de peces. Esto corrobora los resultados obtenidos por

Quirós y Cuch (1989), quienes postulan que las capturas dependen de las inundaciones y la cantidad de agua que permanece en el sistema durante los períodos de aguas bajas, sobre todo en los años en que habían nacido las cohortes luego capturadas por las pesquerías. Además, se señala la importancia del momento de ocurrencia de las inundaciones, en cuanto a la temperatura del agua al inicio de las crecidas y durante máximas intensidades.

Welcomme (1975) postula que la magnitud de los períodos de aguas altas afecta positivamente al tamaño de las poblaciones, la supervivencia y el crecimiento de los peces. En cambio, los niveles mínimos del agua afectan negativamente la supervivencia natural, repercutiendo en las capturas durante los períodos de aguas bajas. Así, se resalta el rol fundamental de la duración y magnitud de los pulsos de inundación y características de los posteriores períodos de aguas medias y bajas, en el éxito reproductivo y supervivencia de las especies de peces ribereñas, como sugieren Bailly y col. (2008) y Górski y col. (2011a y b), entre otros autores, para otros sistemas de ríos con llanuras de inundación (alto Paraná en Brasil y río Volga, Rusia, respectivamente). A su vez, como se introdujo en el Capítulo 1, se resalta la importancia de la coincidencia del inicio de las inundaciones, sumadas a las características de duración y magnitud de las mismas, con las altas temperaturas (King y col., 2003; Winemiller, 2005; Goski y col., 2011; Oliveira y col., 2014; Figura 9), esto es el período más favorable para la reproducción de las especies en función de su estrategia reproductiva, como es el caso de las migradoras de larga distancia (periódicas).

Las fluctuaciones hidroclimáticas parecen tener un rol modulador de las capturas ícticas. Las capturas comerciales en el tramo medio fueron significativamente mayores en las décadas de 1980 y 1940, producto de las frecuentes y grandes inundaciones, en comparación con los períodos secos, donde las crecidas fueron poco frecuentes, sobre todo las de verano (1950, 1960). En este sentido, los períodos húmedos caracterizados por una gran recurrencia de las crecidas de verano (Figura 9; entre 2-4 años, e inclusive consecutivas, de diferentes características), inundaciones de gran intensidad y duración, habrían presentado condiciones hidroclimáticas óptimas para el ensamble íctico en la planicie. El incremento de los niveles hidrométricos coincidente con las altas temperaturas, como se mencionó previamente y en Capítulo 1, ha sido bien descrito para diferentes ríos con planicies de inundación del mundo, siendo un factor clave en la reproducción dado que desencadena los movimiento migratorios de especies migradoras de larga distancia, favoreciendo la reproducción, desove y el reclutamiento (Godoy, 1975; Oldani, 1990; Baigún y col., 2003; Agostinho y col., 2004) de la gran mayoría de las especies comerciales de nuestro sistema. Esto explicaría en parte las elevadas capturas de principio de 1940, dadas las características hidroclimáticas favorables de mediados de 1930 a 1941; al igual que durante 1970-1980. En línea con esta idea Quirós y Cuch (1989) demostraron que las capturas totales de *Prochilodus sp.* se incrementan con la disponibilidad de mayores áreas en la llanura de inundación producto de las crecidas.

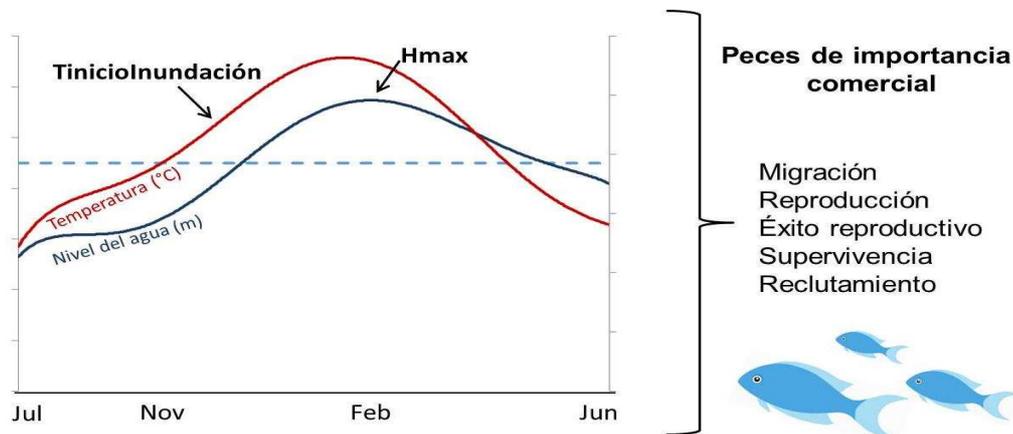


Figura 9. Escenario hidrológico teórico óptimo para especies migratorias de larga distancia en la planicie de inundación del tramo medio del río Paraná. Línea azul: nivel del agua (m); línea celeste de trazos: nivel de desborde; línea bordó: temperatura del agua.

Respecto de las capturas registradas en la década de 1930, si bien estas pertenecen al período húmedo de principios del siglo XX, no se observa una tendencia similar a la de los primeros años de la década de 1940. En este sentido, vale remarcar que un potencial efecto antrópico interviniente en las capturas es que las estadísticas oficiales de producción pesquera continental Argentina comenzaban a ser desarrolladas exhaustivamente en dicho período (década de 1930) por lo que, si bien la información aportada por las publicaciones es detallada y discriminada por años/meses, ríos, puertos de desembarco y a nivel de especies, en publicaciones siguientes (de la década de 1940; Tabla 1, Anexo II), se destaca la mejora en la rigurosidad y cantidad de información sistematizada por los entes gubernamentales a cargo. Por otro lado, desde un enfoque hidrológico durante años previos a 1935, las inundaciones de verano (4 en total) fueron de mediana y baja magnitud (entre 4,78 y 5,67 m Hmax) y corta duración (entre 34 y 60 días), sumadas dos crecidas de gran intensidad y duración pero de ocurrencia en invierno, lo cual habría generado en la planicie condiciones no del todo favorables para el ensamble comercial, repercutiendo en las bajas capturas comerciales registradas. La fuerte correlación registrada entre la intensidad y duración de las crecidas, y el aumento de la conectividad en la planicie con la abundancia, así como con la diversidad de peces, ha sido reportada en el tramo alto (Suzuki y col., 2009) y medio del río Paraná (Abrial y col., 2014; Espínola y col., 2014).

Según los resultados presentados en cuanto a las capturas comerciales, es notable su descenso abrupto a partir de mayo de 1944 lo cual coincide con el inicio del período de desconexión más prolongado de los últimos 130 años. Ello revela la importancia crucial de las variables climáticas para explicar los mínimos registrados de las capturas, esto es, las relaciones entre las temperaturas del agua y niveles hidrométricos de la bajante histórica citada. El verano seco previo, junto al extenso período de desconexión en la planicie, habría afectado desfavorablemente la capacidad de dispersión de las especies (Agostinho y col., 2004), la posibilidad de hallar sitios de alimentación y refugio (Rossi y col., 2007), así como su comportamiento migratorio, reproducción (maduración gonadal y desove; Bailly y col., 2008), reclutamiento y, por lo tanto, la supervivencia del ensamble comercial (Suzuki y col., 2004; Baigún y col., 2013; Abrial y col., 2014).

Existe abundante evidencia (ver Capítulo 1), que prueba que ante el comienzo de un descenso de los niveles del agua, los peces tienden a abandonar los ambientes leníticos de la planicie dirigiéndose hacia el cauce principal. Cuando la desconexión es prolongada y marcada, muchas poblaciones quedan confinadas en las lagunas, produciéndose en muchas ocasiones mortandades de peces por diversas razones (entre ellos, estrés

biótico y ambiental; Vidal, 1964; Gonzales Naya y col., 2011). Si estos períodos coinciden con bajas temperaturas, las condiciones se vuelven aún más desfavorables (Gonzales Naya y col., 2011; Gómez, 2015), sobre todo para las especies periódicas. Por otro lado, las máximas temperaturas (en este caso las del verano 1944-1945) del período de desconexión prolongado, también habrían repercutido desfavorablemente sobre las poblaciones, dado que este tipo de situaciones suelen causar mortandades en la planicie. En definitiva, los peces que habrían podido sobrevivir al frío, pueden morir posteriormente durante el desecamiento (estiaje) de las cuencas. La combinación de bajos niveles del agua, incremento de temperatura y subsecuente disminución de la concentración de oxígeno, se vuelven letales para la mayoría de las especies ícticas (Gómez, 2015).

Condiciones hidroclimáticas y cambios en el ensamble comercial.

Otro aspecto importante a señalar son las fluctuaciones de las capturas comerciales de las diversas especies a lo largo de los distintos períodos hidroclimáticos a lo largo del tiempo. Se destaca en particular la disminución hacia el presente y desaparición del pacú y manguruyú entre las principales especies del ensamble comercial del tramo medio (Quirós, 1990). Otras especies, como el dorado y el surubí, disminuyeron en abundancia (Fuentes y Quirós, 1998; Aparicio, 2011) y frecuencia de aparición (sobre todo los grandes reproductores), lo que implica una disminución en las tallas de ambas especies (Del Barco, 2000; Oldani y col., 2005; Baigún y col., 2008). No obstante, siguen siendo abundantes en las zonas más al norte del tramo medio (Vargas, 2014).

Por otro lado, los cambios temporales registrados en las capturas de *S. brasiliensis* (dorado), se relacionan marcadamente con las condiciones hidroclimáticas (nivel del agua medio de las inundaciones y temperaturas asociadas a las crecidas) puesto que disminuyen notoriamente durante escenarios secos (desde 1950 a mediados de 1970); lo mismo podría haber ocurrido con el pacú. Dicha especie (dorado) no se registró entre 1973-1975, cuando se impuso una prohibición total a su pesca, dado los bajos niveles de captura registrados en décadas previas (Fuentes y Quirós, 1988).

El marcado descenso del dorado y el pacú, probablemente causó el desplazamiento de la pesca de estas especies hacia el surubí y el sábalo (Fuentes y Quirós, 1988). Recientemente, Scarabotti y col. (2017) han descrito que juveniles de pacú y manguruyú reaparecieron en diferentes ambientes de la planicie del tramo medio, luego de mucho tiempo, como consecuencia de las características óptimas de la inundación de 2010, indicando el rol central desempeñado por dicho evento en el reclutamiento de juveniles y dispersión de adultos de esas especies.

Cabe resaltar en esta línea, que como se describió en el Capítulo 3, las abundancias analizadas en las respectivas escalas temporales provienen de capturas realizadas por pescadores, con lo que, a la consideración del efecto de la componente hidroclimática corresponde incorporar el análisis de posibles efectos de la componente antrópica relacionada sobre todo con cambios en el esfuerzo pesquero en el tiempo, así como otros factores de índole económicos, legales (regulación por vedas, restricciones en exportaciones) y asociados a la demanda de mercado. Dado que las pesquerías del sábalo en la baja cuenca del Plata comienzan su extracción a gran escala desde 1930 (Espinach Ros y col., 2007; Prol, 2008), es posible suponer que la fluctuación de las capturas comerciales se halle en alguna medida afectada interanualmente por la variación del número de pescadores, y/o intraanualmente por variaciones en la estacionalidad de la actividad de los mismos (dado

cambios en la demanda de mercado –internacional-, consumo *per capita*, situación económica regional/del país). Sverlij y Espinach Ros (1986) señalan que al menos para el dorado no es posible adjudicar las disminuciones registradas durante la década de 1970 a variables antrópicas relacionadas con la presión de pesca, dado que no se denotan cambios significativos en el esfuerzo, y número de embarcaciones de pesca operando (y por lo tanto tampoco en la cantidad de pescadores). Por otro lado, el estudio del sector pesquero de la provincia de Santa Fe realizado por Prol (2008) indica una actividad de tipo artesanal moderada hasta la década de 1980 en la región, coincidente con lo descrito por Del Barco (2000) como una pesquería artesanal de subsistencia hasta 1990. Si bien el número de pescadores fluctuó con el tiempo (Figura 3, Capítulo 7) incrementos sustanciales en la cantidad de pescadores se registran recién desde 1990 (Del Barco, 2000), mismo período en que comienzan a registrarse cambios notorios en las exportaciones (Iwaszkiw y Lacoste, 2011). Otro posible factor interviniente son los cambios en las regulaciones de manejo (como ser las vedas, cupos de exportación), que según imposiciones en ciertos momentos específicos podrían haber determinado cambios sustanciales en las capturas comerciales. Todos estos factores antrópicos relacionados con la pesca, sumados a las variables hidroclimáticas se analizan y discuten en profundidad en el Capítulo 7 de esta tesis.

Relación entre las capturas anuales y el escenario hidrológico previo.

Según los resultados que se representan en Figura 8, las capturas ícticas comerciales se incrementan a los dos años de la ocurrencia de un evento de inundación de gran magnitud y duración (80 días aproximadamente, y más), coincidente con las máximas temperaturas (inundaciones de verano; Figura 10). Así las variables que describen la intensidad (H_{min} , $H_{medioInundación}$) de las inundaciones y su momento de ocurrencia (primavera-verano, $T_{inicioInundación}$), así como su duración, son claves para el éxito reproductivo de las especies comerciales. Ello indica que las condiciones generadas en la planicie con el incremento de la conectividad (mayor cantidad de días húmedos) favorece la supervivencia de juveniles, la posterior presencia de ejemplares adultos en esos ambientes y el subsecuente reclutamiento (Junk y col., 1989; Bailly y col., 2008). Este retraso (lag) de las capturas también fue observado por Quirós y Cuch (1989), que indicaron máximos registros de capturas totales, especialmente en *P. lineatus*, después de una gran inundación en el río Paraná. Estos autores también destacan que la relación existente entre las capturas totales y los niveles del agua son también fuertes con retrasos mayores (5, 6 y 7 años). Prueba de ello sería la captura de grandes silúridos de 5-7 años posteriormente a la ocurrencia de grandes inundaciones (Oldani y Oliveros, 1984).

El retraso que presentan las poblaciones ícticas comerciales respecto de los eventos de inundación, parece diferir entre los sistemas fluviales lo cual se vincularía con las características de las historia de vida de los peces en esos sistemas. Por ejemplo, Moses (1987) reportó relaciones entre las capturas de peces y los índices de inundación de años anteriores en el río Cross (Nigeria, África), pero con correlaciones más significativas a tan solo un año de retraso. Los resultados presentados en este estudio para el tramo medio, están de acuerdo con lo encontrado por Welcomme (1975), quien informó correlaciones significativas entre las capturas ícticas y la intensidad de las inundaciones de años anteriores (retardos de 1 y 2 años) para los ríos con planicies de inundación Shire (Mozambique), Níger (Malí) y Kafue (Zambia) en África. Por otro lado, Górski y col. (2011a) para la planicie aluvial del río Volga, describen un retraso significativo de 1 año de las especies comerciales respecto de la duración y magnitud de las crecidas. Se indica así que la estrategia de vida

predominante de las especies del ensamble comercial del tramo medio, migradoras de larga distancia - periódicas-, presenta un lag (retraso), un patrón de respuesta ante las inundaciones de características hidroclimáticas favorables. Esto se ejemplifica claramente con el incremento de las capturas comerciales durante 1961 en la planicie, luego de la ocurrencia de la gran inundación de verano de 1959 (Hmax 6,12 m, 160 días de duración).

Cabe destacar finalmente, que los alcances de los resultados presentados y discutidos en este capítulo en cuanto al grado en que las fluctuaciones de las variables hidroclimáticas han afectado las capturas y estructura del ensamble íctico comercial en el período estudiado, es necesario concebirlas en relación con posibles impactos de origen antropogénico que se analizan en el Capítulo 7 de esta tesis. Solo la valoración conjunta de ambas componentes permite aproximar la incidencia real de la variabilidad climática sobre las poblaciones de las pesquerías en el tramo medio del río Paraná.

Variaciones temporales en la talla y condición corporal de la ictiofauna ante diferentes condiciones hidroclimáticas.

6.1 Introducción.

La fluctuación del régimen hidrológico introduce cambios ecológicos sobre las comunidades acuáticas, específicamente en la ictiofauna, a los cuales deben ajustarse las especies del ensamble (Thomaz y col., 2007; Scarabotti y col., 2011). A su vez, los diferentes grados de conectividad influyen la condición corporal de los peces (Esteves y Aranha, 1999; Luz-Agostinho y col., 2009). Este atributo se traduce como la condición de salud o bienestar de los peces, que se ve afectada por factores bióticos y abióticos (Cone, 1989). Así también, otros factores propios de las especies (intrínsecos), como ser su estrategia de alimentación y reproducción, desempeñan un rol crucial en la condición corporal (Engelhard y Heino, 2006).

La información referida a la condición corporal íctica resulta clave tanto para estudios ecológicos como para la gestión pesquera (Anderson y Neumann, 1996), dado que permite establecer relaciones entre variables intrínsecas y extrínsecas (atributos hidrológicos) que repercuten sobre la ictiofauna. Así, la condición corporal de un pez perteneciente a un determinado grupo trófico, dependerá tanto del medio en que se encuentre, como de las condiciones hidrológicas (Benedito-Cecilio y col., 2005; Luz-Agostinho y col., 2009). Los cambios en las condiciones hidrológicas tienen efectos directos sobre la cantidad y calidad de alimentos disponibles en los ambientes (Junk, 1980), a la vez que la disponibilidad de recursos alimenticios, su valor nutricional y digestibilidad de los alimentos, se ve relacionada con la dinámica de las planicies. Por lo tanto, las variaciones en los ensambles de peces producto de la dinámica de las planicies, pueden explicar tanto cambios cuantitativos como cualitativos en la dieta de los distintos grupos tróficos (Esteves y Aranha, 1999).

El efecto de las inundaciones en las planicies de inundación de grandes ríos sobre las poblaciones de peces ha sido analizado en diferentes estudios alrededor del mundo (Lowe-McConnell, 1999), mayoritariamente en referencia a características reproductivas, de reclutamiento y cambios en la estructuración de los ensambles ícticos. Sin embargo, escasos trabajos centran la atención en las variaciones hidroclimáticas y la naturaleza trófica –condición corporal- de la ictiofauna (Luz-Agostinho y col., 2009). Para el tramo medio Rossi y col. (2007) señalan la importancia que poseen los hábitats de la planicie y sus cambios debidos a los pulsos de inundación para la alimentación y reproducción de la ictiofauna. En esta línea, se analiza la condición corporal de los peces de diversos grupos tróficos ante diferentes condiciones hidrológicas. Así como también se ahonda en el papel desempeñado por los pulsos de flujo, aún poco estudiados en comparación con la atención recibida por los eventos de inundación, en cuanto su grado de relación con diferentes atributos del ensamble íctico (Espínola y col., 2016).

Como se describió en el Capítulo 3, las bases de datos del INALI (1964-1996), VIRASORO (1978-1980) y LH (2009-2016) aportan valiosa información sobre diversos atributos de los peces (como ser, talla, peso) en ambientes lótico-leníticos del río Paraná. Esta información fue la utilizada en este capítulo con el fin de evaluar variaciones de la estructura de talla (longitud estándar) de las especies ícticas ante diferentes condiciones hidroclimáticas a lo largo del siglo pasado y en la actualidad, interesando analizar los efectos sobre el reclutamiento íctico, y cambios en la condición corporal por ítems tróficos.

6.2 Metodología.

Los aspectos tratados en este capítulo se realizaron en tres escalas temporales según las bases de datos correspondientes: largo (INALI), mediano (LH) y corto plazo (VIRASORO). En función de ello, el estudio se realizó con creciente grado de detalle. La complementación de resultados de las diferentes escalas permitió elucidar un panorama holístico, con el fin de contextualizar, la influencia a largo plazo del clima sobre la ictiofauna aprovechando las bondades de las diferentes bases de datos disponibles y minimizando sus limitaciones.

6.2.1 Distribución de tallas ante condiciones hidrológicas diversas.

Con el fin de investigar variaciones en las capturas ícticas teniendo en cuenta la estructura de talla (longitud estándar, L_s ; cm) ante diferentes condiciones hidrológicas, se estimó la cantidad de ejemplares colectados por rangos de talla (definidos de a 5 cm y de a 10 cm; Abrial y col., 2014), lo cual permite identificar relaciones entre la talla de los peces y los períodos seleccionados. Se consideraron, también aquí, únicamente a las especies más frecuentes y abundantes del sistema, todas migradoras de larga distancia (Tabla 5, Capítulo 3; bases de datos de INALI, VIRASORO y LH). Con el fin de analizar en conjunto los rangos de talla de las diferentes especies, se aplica el término juveniles a todos los individuos capturados con $L_s < 20$ cm (partiendo de considerar tallas de individuos menores al año: *M. obtusidens* es < 17 cm, *P. lineatus* es < 20 cm y *S. brasiliensis* es < 28 cm), y pre-adultos entre 20-30 cm L_s . Para el análisis de tallas y rangos de edad por especie se consultaron los trabajos de Pignalberi (1965), Cordiviola de Yuan (1971), Sverlij y Espinach Ross (1986), Agostinho y col. (2004), Cordiviola y col. (2007), Rossi y col. (2007) y Espinach Ross (2008, 2012).

El tratamiento se llevó a cabo para seis períodos hidrológicos particulares entre 1960 y 2016 (Figura 1; Tabla 1), que incluyeron: años con y sin crecidas; diferencias en magnitud, duración y estacionalidad de estas últimas y fecha de ocurrencia de los picos máximos: febrero-marzo (inundaciones de verano), o trimestre mayo-junio-julio. Se resalta que respecto del escenario 1982-1983 solo se cuenta con información íctica en años posteriores a la crecida extraordinaria, y no durante su ocurrencia.

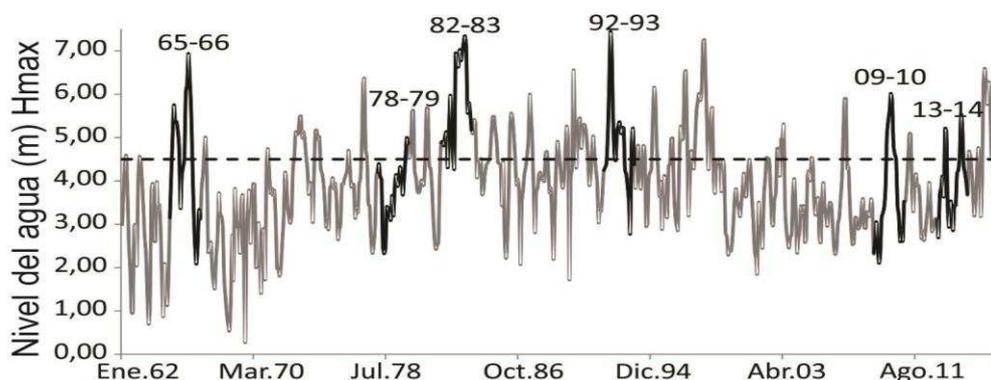


Figura 1. Nivel hidrométrico (m) máximo mensual, período 1962-2016. En negrita se señalan los períodos hidrológicos seleccionados; años indicados. Línea de trazos: nivel de desborde.

Tabla 1. Caracterización de los períodos seleccionados.

Características	65-66	78-79	82-83	92-93	09-10	13-14
Hmax	5,75 / 6,94	4,4 / 4,99	7,35	7,43	6,02	5,21 / 5,52
FechaHmax	Abr / Mar	--	Jul	Jun	Feb	Jul
Duración	141 / 154	--	536	155	194	29 / 64
Grupo (Capítulo 4; Tabla 5)	G4	G1 G3	G4	G4 G2	G4	G3
Base de datos	INALI	VIRASORO	INALI	INALI	LH	LH

Utilizando un análisis de componentes principales, se identificaron relaciones entre rangos de talla (Ls) de las especies ícticas y períodos hidrológicos particulares. Los autovalores mayores a 1 fueron retenidos para su interpretación (criterio de Kaiser-Guttman; Jackson, 1993). La misma metodología se aplicó con el fin de evaluar relaciones entre rangos de talla y variables hidrológicas que caracterizan a las crecidas (Tabla 2, Capítulo 4). Finalmente, se graficaron las fluctuaciones temporales de la estructura de talla del ensamble (anual, mensual) y por especies (anual) en función de los períodos seleccionados.

Estructura de talla de Prochilodus lineatus. Inferencias sobre el reclutamiento.

La estructura de talla (Ls; cm) de *P. lineatus* se estudió gráfica y comparativamente entre 2009-2014, luego de un evento hidrológico específico, la inundación de 2009-2010, con el fin de sustentar inferencias sobre el reclutamiento y éxito reproductivo de la especie. En este sentido, se contrastó la frecuencia por rangos de talla de los datos propios (LH) con información procedente de la Dirección Gral. de Manejo Sustentable de los Recursos Pesqueros de la Provincia de Santa Fe, informe de Monitoreo de desembarcos de la pesquería de *P. lineatus* (PPSF; Del Barco y col., 2015). Para la distinción de edades en función de la talla de los peces se consideró valores promedio de Ls por rangos de edad disponibles en la bibliografía de la región (Pignalberi, 1965; Cordiviola de Yuan, 1971; Cordiviola y col., 2007; Espinach Ros y col., 2008, 2012).

6.2.2 Análisis de la condición corporal por grupos tróficos y por especies.

Con el propósito de evaluar cambios espacio-temporales de la condición corporal de la ictiofauna ante diferentes condiciones hidrológicas, se analizaron datos propios (Capítulo 3, base LH), correspondientes a muestreos realizados en ambientes lótico-leníticos en un sector particular de la planicie entre 2010 y 2012. Este lapso contempla períodos de aguas altas, bajas, medias y pulsos de flujo (Figura 2). Estos últimos corresponden a las variaciones de niveles del agua entre 3,2 m y la cota de desborde (4,5 m), que tienen incidencia sobre atributos del ensamble de peces del sector, según lo demostrado por Espínola y col. (inédito). El nivel de 3,2 m corresponde a la media del nivel del agua entre 2008-2012. La conectividad hidrológica en esta sección se calculó como la relación entre la cantidad de días con niveles del agua superiores e inferiores a 3,2 m, para resaltar la influencia de los pulsos de flujo de importancia ecológica sobre los peces en la conectividad de la planicie aluvial (Tabla 2).

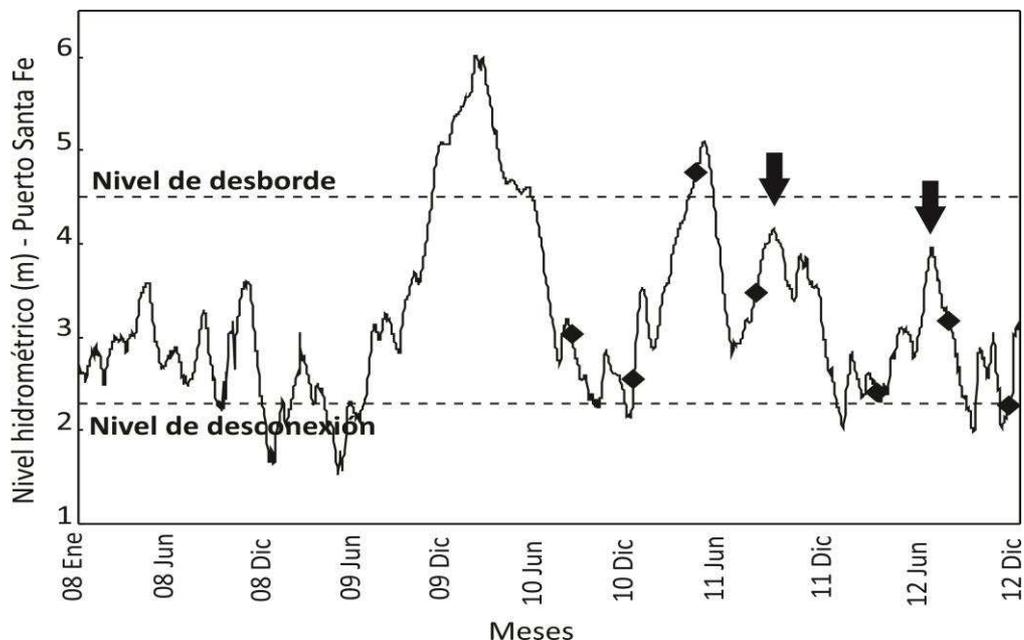


Figura 2. Linnigrama (niveles diarios) en Pto. Santa Fe. Período: 2008-2012. Rombos: fechas de muestreo. Flechas: pulsos de flujo.

Tabla 2. Valores de los atributos hidrológicos en el área de estudio por fecha de muestreo. Desc.: desconexión <2,3 m; AM: aguas medias, entre 2,3 y 3,2 m; PF = Pulso de flujo, entre 3,2 y 4,5 m; PI = Pulso de inundación, >4,5 m. (*) No se registraron días con niveles del agua <3,2 m en el primer semestre de 2010, por lo que no fue posible obtener un valor cuantitativo de la conectividad con la expresión utilizada para su cálculo. Este fue el máximo de conectividad durante todo el período de estudio.

Atributos	Períodos						
	2010		2011		2012		
Conec. Anual	1,25		3,10		0,16		
Conec. Semestral	MAX ^(*)	0,14	3,31	2,91	0,03	0,32	
	Ago-10	Dic-10	Abr-11	Ago-11	Mar-12	Ago-12	Dic-12
Media (m)	3,13	2,55	4,74	3,49	2,43	3,18	2,28
Máximo (m)	3,16	2,68	4,77	3,49	2,45	3,24	2,3
Mínimo (m)	3,09	2,55	4,7	3,49	2,42	3,1	2,27
Escenario	AM	Desc.	PI	PF	AM	PF	Desc.

Análisis por grupos tróficos.

Para caracterizar al ensamble de peces se utilizó la riqueza y abundancia (CPUE) por grupos tróficos. Las especies capturadas se clasificaron en siete grupos tróficos siguiendo la bibliografía disponible para el río Paraná: detritívoros, herbívoros, omnívoros, piscívoros, insectívoros, planctívoros e invertívoros (Ringuelet y col., 1967; Bechara y col., 1999; Hahn y col., 2004; Almirón y col., 2015). Los últimos tres grupos no alcanzaron el mínimo de muestras necesarias para ser analizados y por lo tanto fueron excluidos del estudio. En total se seleccionaron 21 especies en función de su abundancia y frecuencia de aparición en las capturas a lo largo del período citado.

Siguiendo a Abujanra y col. (2009), la condición corporal media se calculó considerando los residuos estandarizados generados por la regresión entre el logaritmo natural del peso (Wt) y la longitud estándar (Ls) por especie. Solo se consideraron las especies más frecuentes y abundantes de cada grupo y los meses con número de ejemplares igual/mayor a 5. La existencia de diferencias significativas espacio-temporales se verificó mediante un ANOVA de los residuos estandarizados de cada grupo trófico, por fases hidrológicas y por ambientes. Se aplicó un análisis *post hoc* Tukey HSD (Tukey, 1953), para identificar entre que pares existen diferencias significativas. Empleando correlaciones de Pearson se examinaron relaciones entre la condición corporal por grupos tróficos y los atributos hidrológicos.

Análisis por especies.

Se seleccionaron las especies más frecuentes y abundantes de cada grupo trófico (4 detritívoros, 2 herbívoros, 4 omnívoros y 5 piscívoros) para estudiar su condición corporal a nivel de especie, mediante el cálculo del peso relativo (Wr : *relative weight*; Wege y Anderson, 1978). Este método permite realizar comparaciones entre tamaños diferentes de una misma especie (Wege y Anderson, 1978; Murphy y col., 1990). El peso relativo (Wr) se estimó mediante la siguiente ecuación:

$$Wr = \frac{W}{W_s} \times 100$$

dónde: W es el peso observado de la muestra y W_s es un peso estándar predicho a través de una regresión longitud-peso por cada especie (Anderson y Neumann, 1996). Se calcula utilizando la técnica del percentil 75 de la línea de regresión (RLP; Murphy y col., 1990). La expresión para W_s es la siguiente:

$$W_s = a' + b * \log_{10}(L_s)100$$

Dónde: b es la pendiente de la regresión entre $\log_{10}(\text{peso})$ y $\log_{10}(\text{longitud})$, a' es la intercepción de la curva de ajuste y L_s la longitud estándar de los peces.

El peso relativo, Wr , proporciona una medida integrada del estado fisiológico de las poblaciones de peces (Murphy y col., 1990). El concepto básico para la interpretación del valor de Wr radica en que el peso estándar debe describir la forma inherente de un pez en su condición corporal media. Valores de Wr por debajo de 100 no se consideran muy buenas condiciones corporales, mientras que mayores a 100 indican una población en buenas condiciones corporales. Valores próximos a 100, denotan una condición corporal media (promedio) de la población (Murphy y col., 1991).

Para evaluar diferencias espacio-temporales por especies, se aplicó un análisis factorial de dos vías, ANOVA, al promedio del Wr de cada especie por fase hidrológica y por ambientes. Especies de un mismo género fueron aunadas para las representaciones gráficas.

Para todos los métodos aplicados el nivel de significancia adoptado fue $p < 0,05$. Los diferentes métodos aplicados se realizaron con el software libre R (R Development Core Team, 2014).

6.3 Resultados.

6.3.1 Distribución de tallas. Condiciones hidroclimáticas.

La Figura 3 revela asociaciones de las condiciones hidrológicas con los rangos de talla de los peces. Las tallas más pequeñas (1-10 y 10-20 cm L_s) correspondientes a juveniles de LM se registraron abundantemente con la ocurrencia de la gran crecida de verano de 2009-2010, luego con la creciente desfasada de baja magnitud de 2011, así como producto de la crecida extraordinaria de 1982-1983, y en menor medida luego de la extraordinaria de invierno de 1992-1993. Tallas correspondientes a juveniles y pre-adultos (entre 20-30 cm y 30-40 L_s) de las especies LM, se incrementaron notoriamente producto de la gran crecida de verano de 1966, y luego de 1982-1983. Mientras que tamaños mayores (>40 cm L_s , adultos) se asociaron fuertemente con años sin inundaciones (1978-1980) y crecidas de invierno (2013-2015, de baja intensidad y duración). Se observa por otro lado, la agrupación generada respecto semejanzas en estructura de tallas entre los años 1965 y 1992 (crecientes con H_{max} en junio), inundaciones de invierno de mayor intensidad y duración.

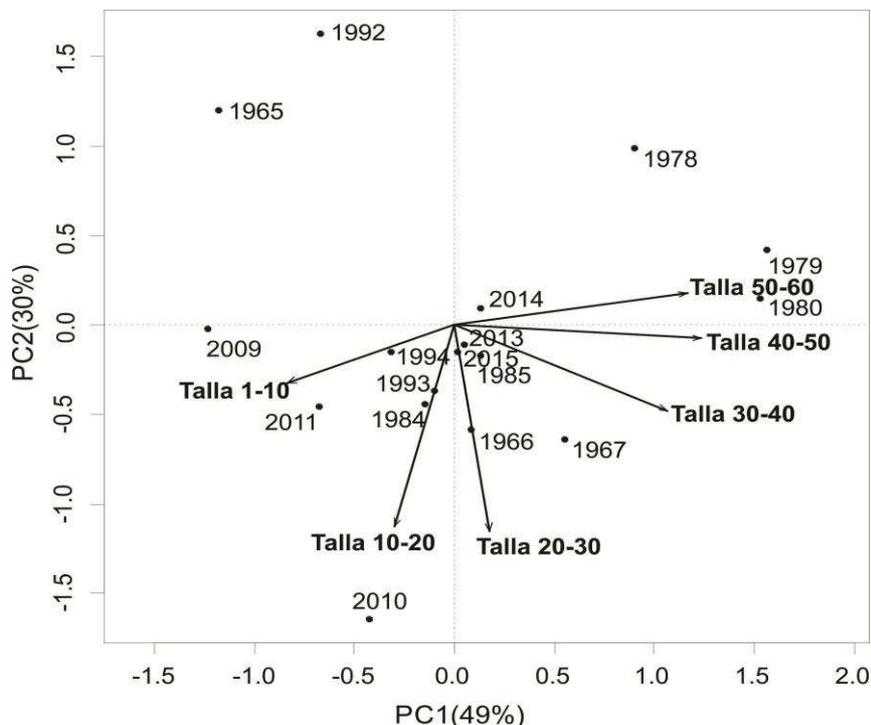


Figura 3. Asociación de las tallas con las condiciones hidroclimáticas.

En Figura 4, se advierte la asociación existente entre períodos con tallas de peces más pequeñas, esto es juveniles (1-10 cm Ls) con la fecha de ocurrencia de las inundaciones (delay), registrándose abundantemente en coincidencia con la ocurrencia de las crecidas desfasadas en el tiempo óptimo esperado (esto es, no coincidentes los Hmax con las máximas temperaturas) de 1965, 1992 y 2011, así como durante el inicio de la gran creciente de 2009-2010. Tallas de juveniles y pre-adultos (10-20 y 20-30 cm Ls) de las diferentes especies se registraron en mayor abundancia luego de los grandes pulsos de inundación, asociándose con la duración (>150 días por encima de 4,5 m) y máximas intensidades hidrométricas (>6 m, Hmax) registradas durante los eventos, y a la temperatura al inicio de las crecidas (inundaciones de verano, 1966 y 2010), así como luego de las crecientes extraordinarias (1982-1983 y 1993, Hmax en invierno). Por otro lado se agruparon las tallas mayores (30-40, 40-50 y 50-60 cm Ls) sin presentar fuertes relaciones con las variables hidroclimáticas, aunando años de caudales medios (1978-1980), posterior a la gran crecida de verano de 1966, y los caracterizados por crecidas de invierno (2013-2015).

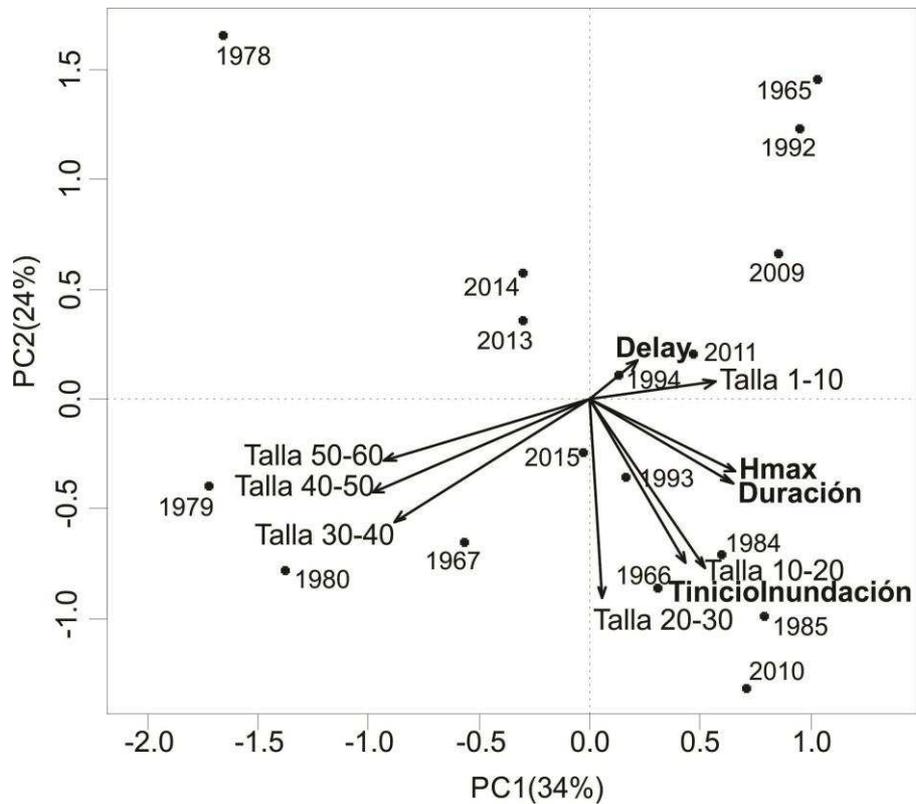
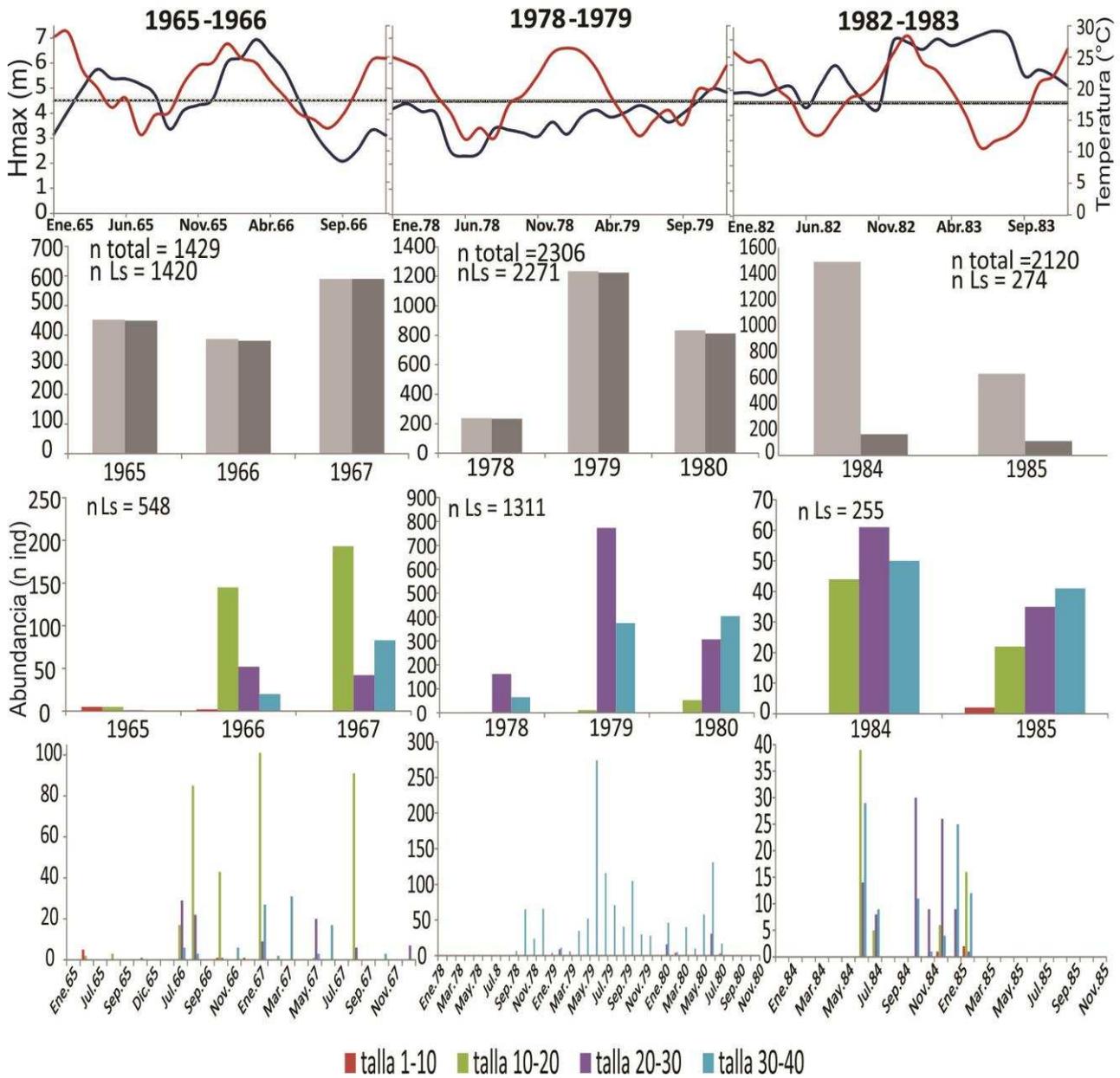


Figura 4. Capturas ícticas por rangos de talla y principales atributos hidroclimáticos de cada año por períodos analizados.

En Figura 5, se observa que luego de inundaciones de gran intensidad y duración de verano (1966 y 2009-2010) existe un patrón similar en las capturas ícticas y estructura de talla. En efecto, en años posteriores a esos eventos se incrementaron notoriamente las capturas de ejemplares juveniles de especies migradoras de larga distancia. Por el contrario, en los períodos sin inundaciones (1978-1980), o desfasadas en el tiempo y de corta (invierno, 2013-2014) y gran duración (invierno, 1992-1993), predominan tallas mayores, de pre-adultos y adultos. Respecto de la creciente extraordinaria de 1982-1983, si bien no se cuenta con registros durante la inundación, los ejemplares capturados luego del evento presentaron en su mayoría tallas menores a los 30 cm, lo que correspondería a juveniles y pre-adultos. De los diferentes períodos analizados se observa que, las capturas abundantes de juveniles aparecen en el mes de agosto, posterior a la ocurrencia de las grandes inundaciones de 1966, 1993 y 2010.



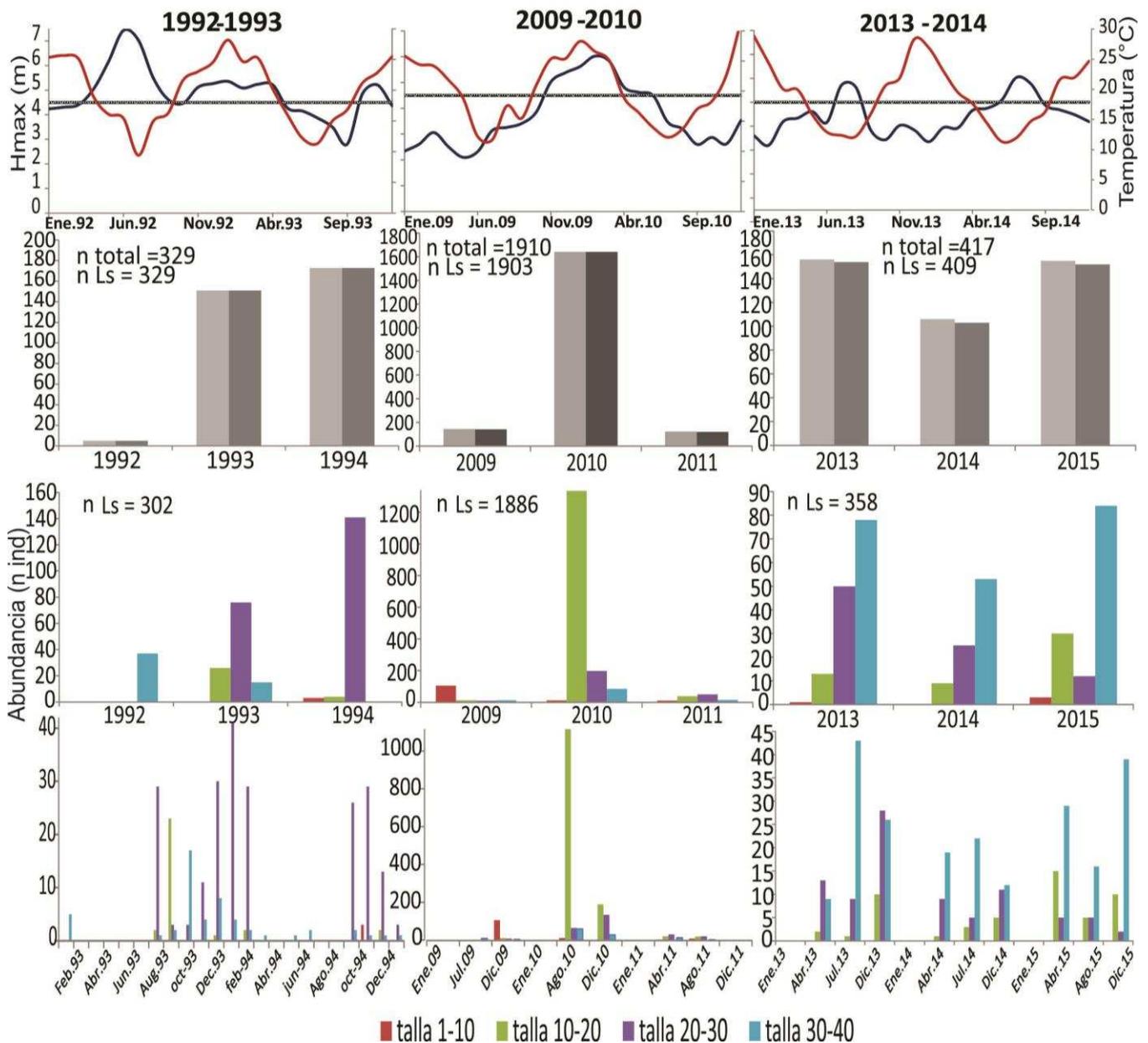
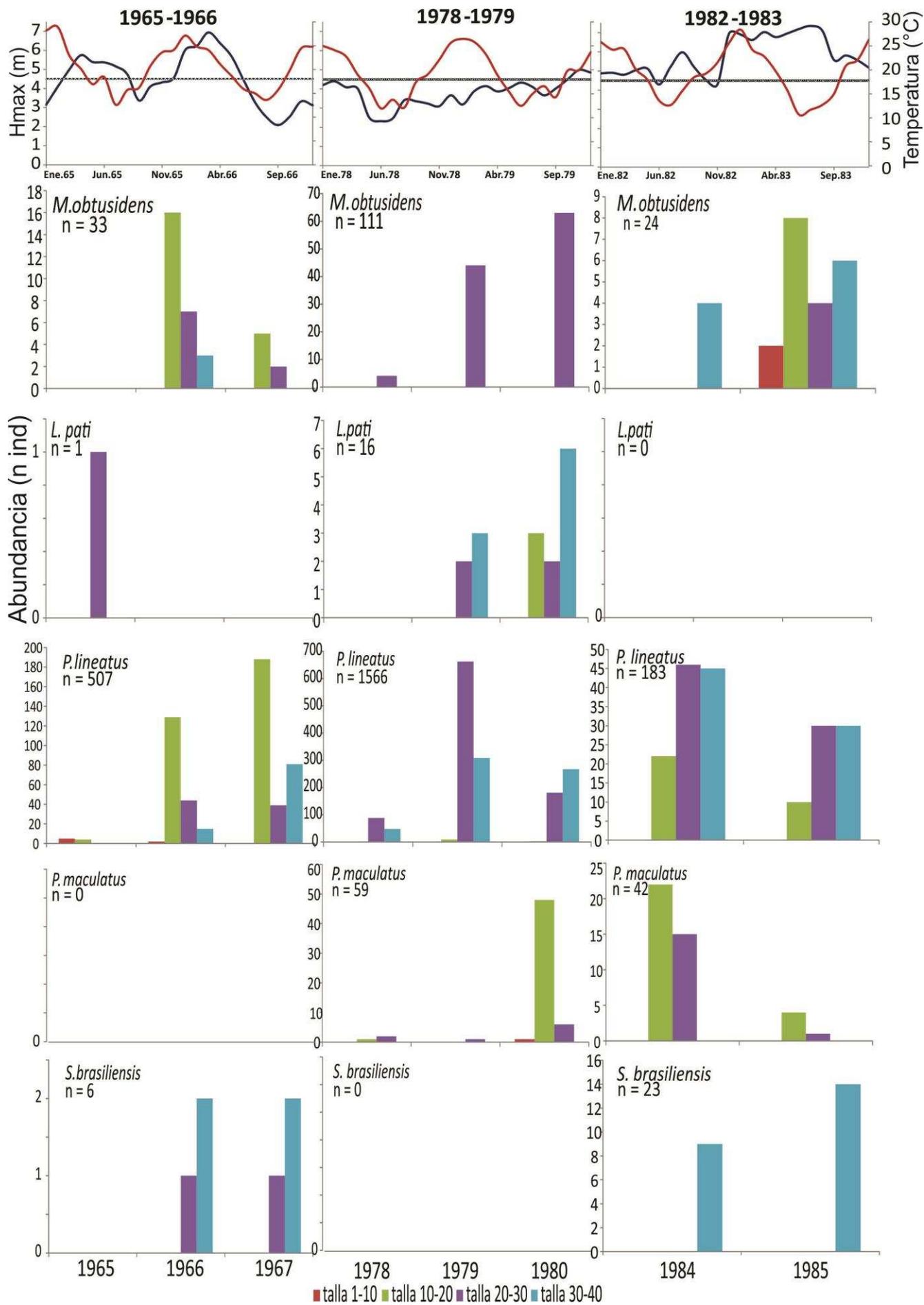


Figura 5. Distribución de tallas inter e intraanual por escenario hidroclicmático. Línea azul: niveles hidrométricos, Hmax mensual. Línea roja: temperaturas. Barra gris clara: n total (número de individuos colectados); barra gris oscura: n Ls (individuos colectados con datos de Ls y Wt).

La Figura 6 revela que esas especies, todas migradoras de larga distancia, presentaron un patrón similar en la estructura de sus tallas ante los períodos con inundaciones de gran intensidad, duración y coincidentes con las máximas temperaturas. Producto de los grandes pulsos de inundación se obtuvieron en todos los casos ejemplares juveniles de *P. lineatus* y *M. obtusidens*, mientras que estos no se registraron en 1978-1979, y fueron poco abundantes durante las inundaciones de invierno. En lo referente a *P. maculatus*, los juveniles fueron abundantes luego de la inundación de 2009-2010. Mientras que en años siguientes (2013-2014), la captura de juveniles de las diferentes especies disminuyó notoriamente, predominando las tallas mayores. Con respecto a *S. brasiliensis* se registraron tallas de juveniles luego de los eventos de 1966 y 2009-2010 (inundaciones de verano), y de la creciente extraordinaria del 1982-1983. La abundancia de juveniles fue en particular notoria (con excepción de *L. pati*), en los meses posteriores a las crecientes de verano de 2009-2010 y 1966, y en menor medida respecto de 1992-1993.



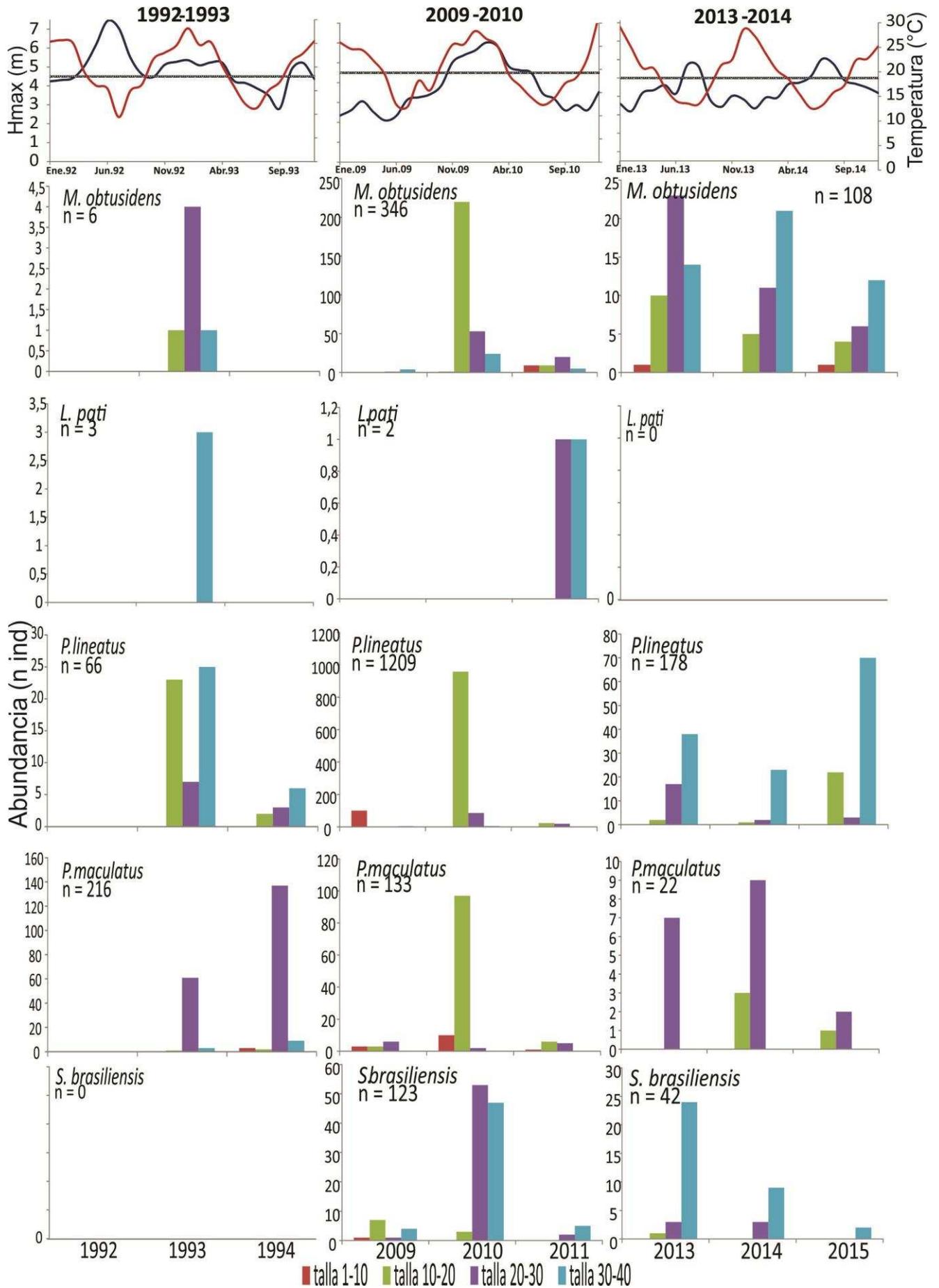


Figura 6. Distribución de tallas interanual por especies por escenario hidroclimático.

Estructura de talla de Prochilodus lineatus. Inferencias sobre el reclutamiento.

Del análisis comparativo de la evolución temporal de la estructura de talla de *P. lineatus* según la información disponible en las bases LH y PPSF durante el período 2009-2014, se advierte la abundante aparición de los primeros juveniles de la cohorte 2009-2010 en 2009 (Figura 7), hacia finales del año (dic) en coincidencia con el comienzo del gran evento de inundación (Figuras 7 y 8). Dado que los juveniles son consecuencia de esa creciente, su abundancia fue muy grande en los muestreos de 2010 (Figura 7), principalmente en el mes de agosto (Figura 8). Respecto de la inundación de 2011 (desfasada), las capturas de juveniles de abril y agosto de ese año resultaron ínfimas en comparación con las obtenidas en agosto 2010 (Figura 8). En ambas series de datos se indica la aparición de la cohorte 2009-2010 dentro de las tallas legales de captura débilmente en 2011 y más fuertemente en 2012, registrándose abundantemente dichas tallas en 2013. Luego, en 2014 la cohorte aparece como dominante en ambas series de datos (Figura 7).

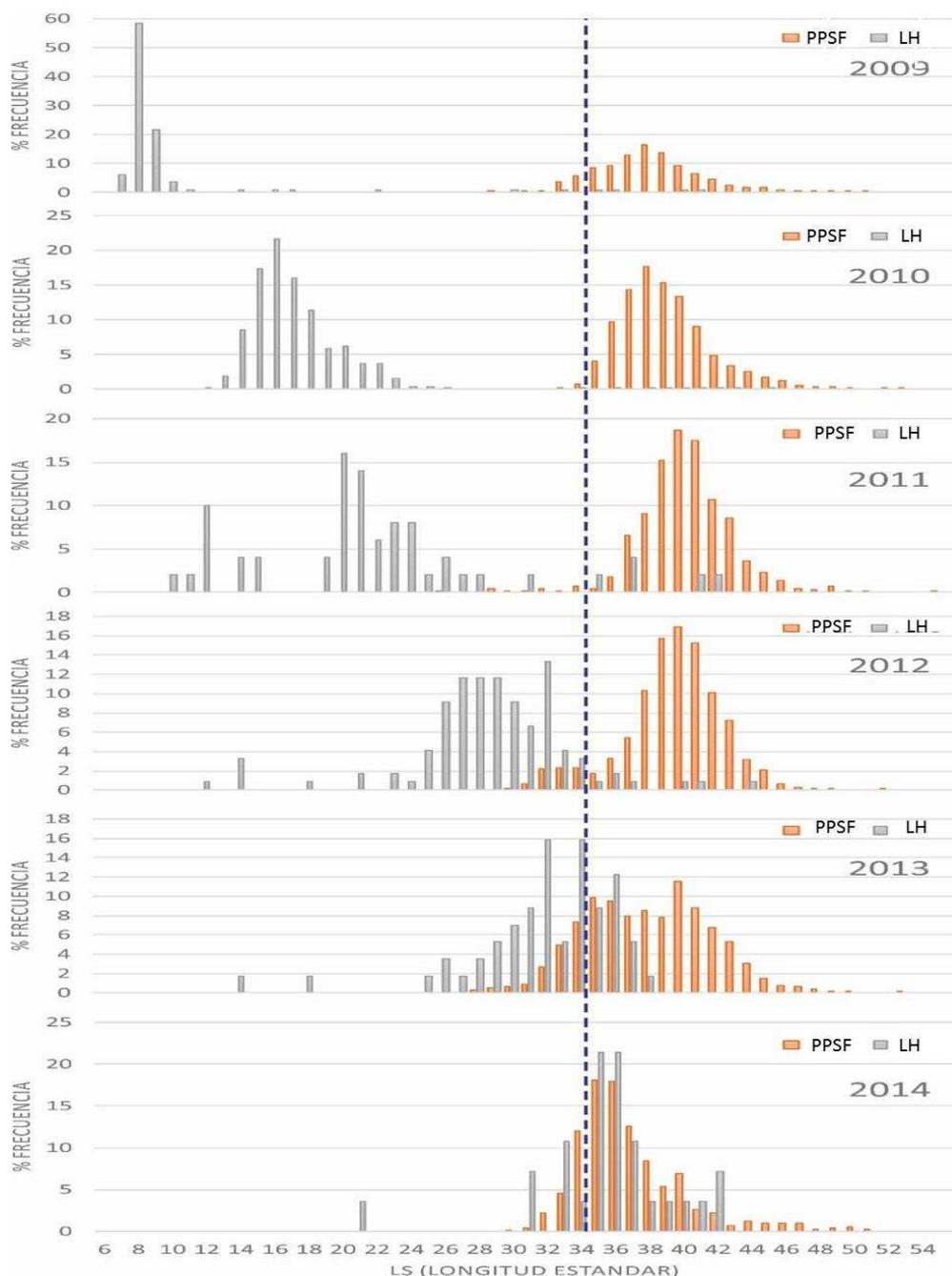


Figura 7. Estructura comparada de tallas de *Prochilodus lineatus* de la planicie de inundación del tramo medio del río Paraná. Serie de datos comerciales (PPSF) versus serie propia (LH). La línea azul punteada vertical indica talla mínima de captura de la especie (42 cm Lt; 34 cm Ls).

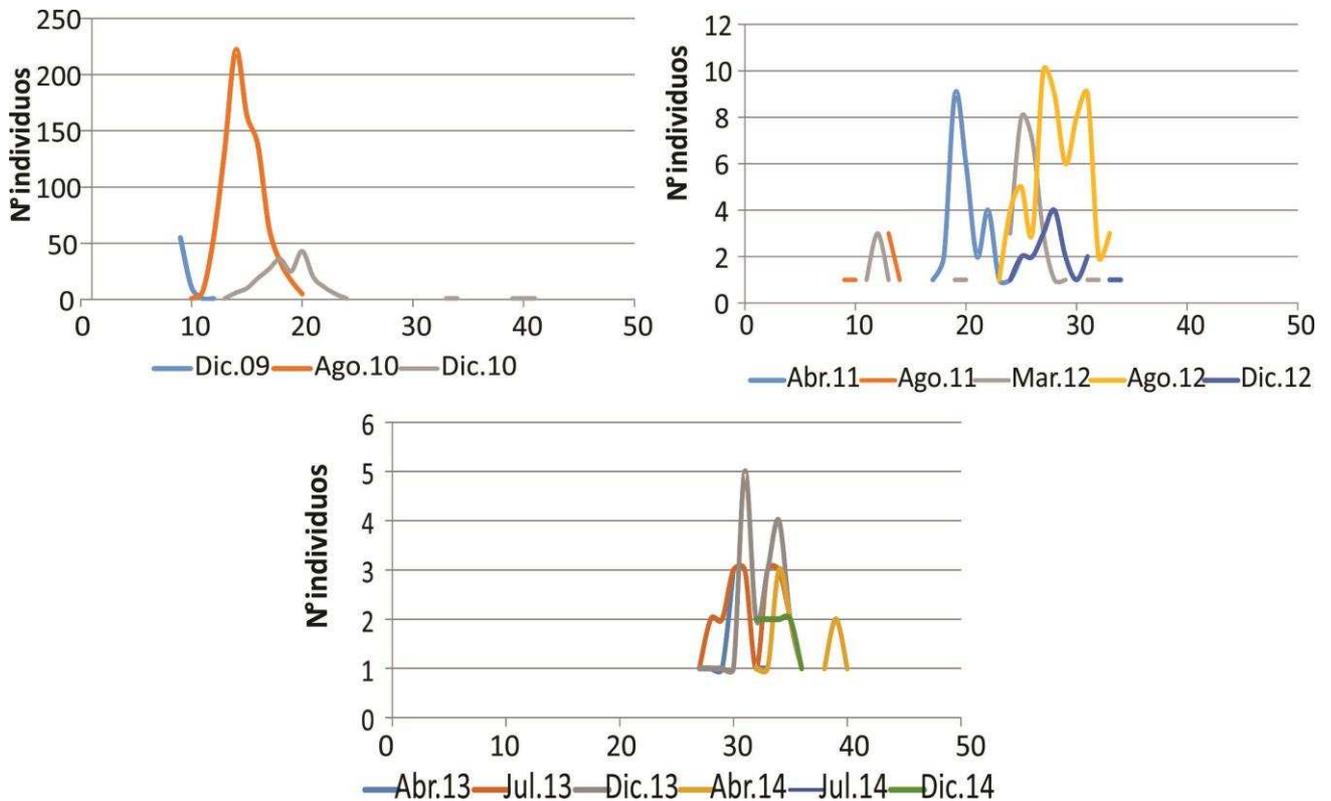


Figura 8. Distribución mensual de las tallas (rango de 0 a 50 cm Ls) de *P. lineatus* (LH: 2009-2014).

A su vez, en la serie PPSF es posible identificar en 2009 y sobre todo en 2010 (Figura 7) la aparición de la cohorte generada en el período reproductivo de la creciente de 2007, la cual se va incrementando año a año (con máximos en 2012, 38-40 cm). Dado esto en 2013 la serie PPSF muestra una distribución de tallas bimodal, producto del ingreso de la cohorte de 2010. Posteriormente, en 2014 la distribución de tallas vuelve a ser unimodal apareciendo la cohorte 2009-2010 como dominante dentro de las medidas reglamentarias de captura en ambas series de datos (Figura 7).

6.3.2 Influencia de la variabilidad hidroclimática en la condición corporal de la ictiofauna.

Variación espacio-temporal de la condición corporal de la ictiofauna por grupos tróficos.

A lo largo del período de estudio correspondiente a la base de datos propia (LH), se capturaron 4.334 individuos pertenecientes a 65 especies. Del total se seleccionaron 21 especies (Tabla 3), pertenecientes a los grupos herbívoros, detritívoros, omnívoros y piscívoros, cuya biomasa representa el 93% del total de ejemplares capturados. Se advierte que detritívoros, omnívoros y piscívoros fueron dominantes en el área de estudio tanto en riqueza como en biomasa (Figura 9).

Tabla 3. Longitud estándar de las especies. En negrita se indican las especies seleccionadas.

Grupo Trófico	Especies	Rango de variación Ls (cm)
Detritívoros	<i>Cyphocharax platanus</i> (Günther, 1880)	7,1 – 16,1
	<i>Cyphocharax voga</i> (Hensel 1870)	7,3 – 25,5
	<i>Hypostomus commersoni</i> Valenciennes 1836	9,6 – 48,5
	<i>Loricariichthys melanocheilus</i> Reis & Pereira 2000	14 - 39,5
	<i>Loricariichthys platymetopon</i> Isbrücker & Nijssen 1979	12,2 – 37,5
	<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes 1837)	9,4 – 43,5
Herbívoros	<i>Schizodon borellii</i> (Boulenger 1900)	13,5 – 35
	<i>Schizodon platae</i> (Garman 1890)	7,5 – 38,4
Omnívoros	<i>Astyanax abramis</i> (Jenyns 1842)	5,8 – 13,5
	<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken, 1875)	6,7 - 17,5
	<i>Astyanax rutilus</i> (Jenyns, 1842)	8 – 9
	<i>Megaleporinus obtusidens</i> (Valenciennes 1837)	7,4 – 40,1
	<i>Pimelodus maculatus</i> Lacepède 1803	8,4 – 27
	<i>Pterodoras granulosus</i> (Valenciennes 1821)	9,8 – 31,5
Piscívoros	<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> Menezes 1992	11,5 – 30
	<i>Cynopotamus argenteus</i> (Valenciennes 1836)	6,5 – 24
	<i>Hoplias aff. malabaricus</i> (Bloch 1794)	16,1 – 49
	<i>Pygocentrus nattereri</i> Kner 1858	12,5 – 31
	<i>Rhaphiodon vulpinus</i> Spix & Agassiz 1829	9,9 – 56,4
	<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier 1816)	18,4 – 54,5
	<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner 1858	7,5 – 21,5

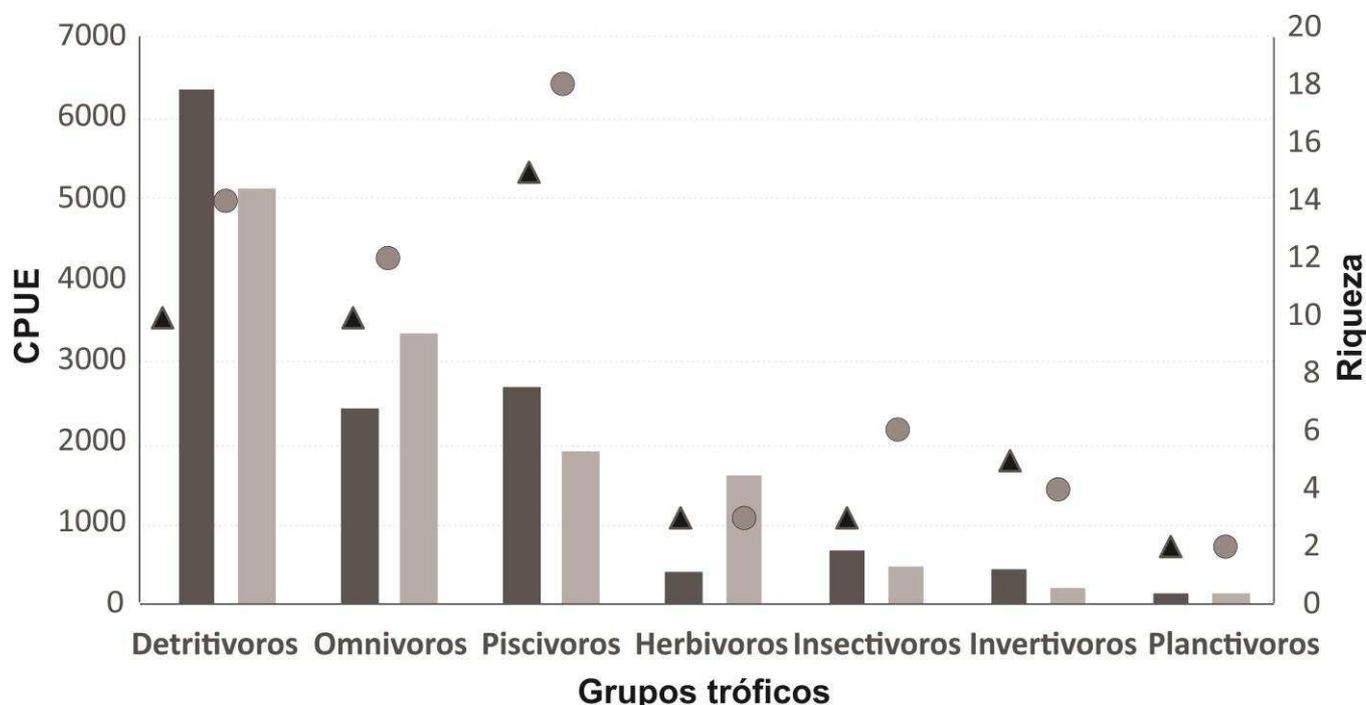


Figura 9. Abundancia (CPUE; barras negras: lenítico; barras grises: lótico) y riqueza de la ictiofauna (triángulos: lenítico-negro; círculos: lótico-grises) por ítem trófico y por ambiente; período 2010-2012.

En Figura 10 se presentan los resultados del análisis de la condición corporal media de la ictiofauna por grupos tróficos. Se observa que los detritívoros mostraron diferencias significativas espaciales ($F=4,691$; $p<0,001$) y temporales ($F=4,691$; $p<0,001$) en su condición corporal. Se destaca el aumento significativo de la condición corporal del grupo durante el pulso de inundación de 2011 (Figura 10; Tabla 4), en comparación con agosto y diciembre de 2010.

El efecto de la interacción entre los ambientes y las fechas de muestreo en la condición corporal de herbívoros fue significativa ($F=3,089$, $p=0,027$); dicho grupo presentó la mayor variación espacio-temporal (Figura 10). Los ejemplares en las lagunas mostraron un aumento significativo de la condición corporal en abril

de 2011, en comparación con los muestreos de 2010, el pulso de flujo de agosto 2011 y agosto y diciembre 2012 (Tabla 4).

En omnívoros la condición corporal mostró diferencias significativas únicamente temporales ($F=8,592$, $p<0,001$). Se observan las menores diferencias en la condición corporal entre ambientes lótico-leníticos en diciembre 2010, y a su vez los menores registros (Figura 10), los cuales difieren significativamente respecto de agosto de 2010, los muestreos de 2011 y los de marzo-diciembre 2012 (Tabla 4). La condición corporal aumentó durante la inundación de 2011.

Por último, el grupo piscívoros no presentó cambios espacio-temporales significativos de su condición corporal si bien se denotan leves incrementos durante el primer pulso de flujo (agosto 2011; Figura 10).

Tabla 4. Diferencias temporales (TukeyHSD) entre la condición corporal de los grupos tróficos. En negrita se indican diferencias significativas entre fechas de muestreo.

	Detritívoros	Herbívoros	Omnívoros
Ago10 – Dic10	P=0,98	P=0,76	P<0,001
Ago10 – Abr11	P<0,001	P<0,001	P=0,37
Ago10 – Ago11	P=0,89	P=0,83	P=0,21
Ago10 – Mar12	P=0,83	P=0,64	P=0,98
Ago10 – Ago12	P=0,16	P=0,99	P=0,99
Ago10 – Dic12	P=0,83	P=0,87	P=0,74
Dic10 – Abr11	P<0,001	P<0,001	P<0,001
Dic10 – Ago11	P=0,81	P=0,37	P<0,001
Dic10 – Mar12	P=0,66	P=0,24	P=0,015
Dic10 – Ago12	P=0,078	P=0,77	P=0,18
Dic10 – Dic12	P=0,76	P=0,45	P=0,017
Abr11 – Ago11	P=0,90	P=0,028	P=0,98
Abr11 – Mar12	P=0,30	P=0,10	P=0,97
Abr11 – Ago12	P=0,40	P=0,014	P=0,37
Abr11 – Dic12	P=0,36	P=0,045	P=0,99
Ago11 – Mar12	P=0,99	P=0,99	P=0,99
Ago11 – Ago12	P=0,99	P=0,99	P=0,47
Ago11 – Dic12	P=0,99	P=0,99	P=0,99
Mar12 – Ago12	P=0,99	P=0,98	P=0,94
Mar12 – Dic12	P=0,99	P=0,99	P=0,98
Ago12 – Dic12	P=0,99	P=0,99	P=0,65

Las correlaciones entre el nivel del agua y la conectividad semestral respecto de la condición corporal por grupos tróficos resultó significativamente positiva para herbívoros, omnívoros, y en menor grado para detritívoros ($p<0,001$). El mayor valor de correlación se obtuvo entre la conectividad semestral y la condición corporal de herbívoros. Las mismas no fueron significativas en el caso del grupo piscívoros.

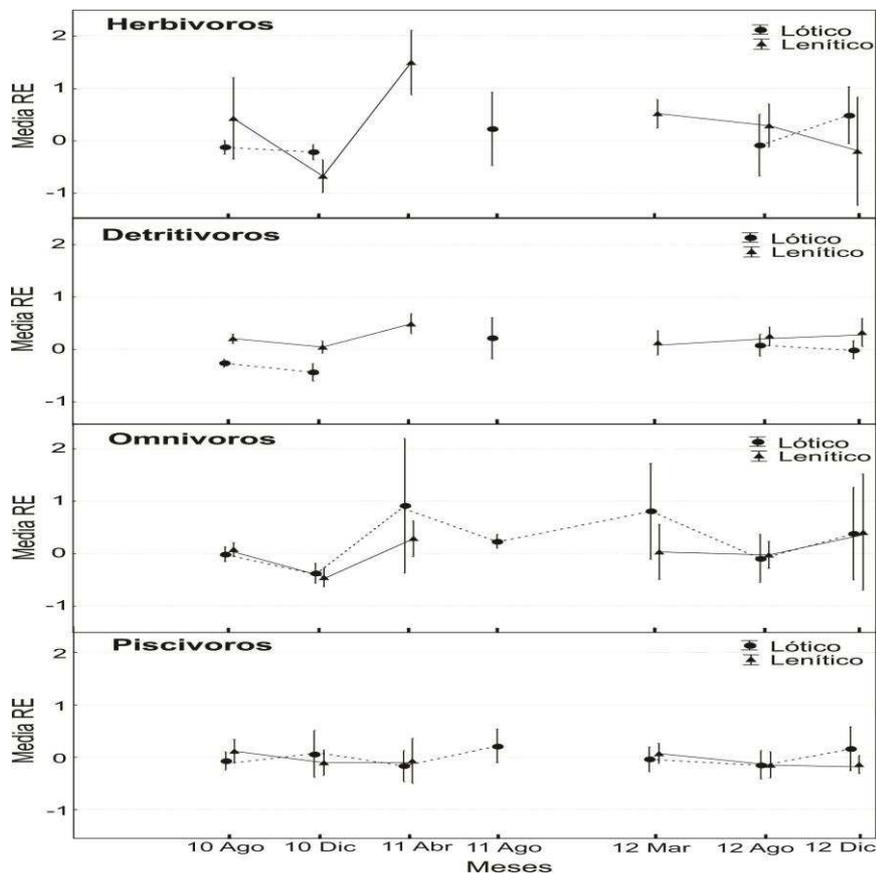


Figura 10. Media y error estándar de residuos estandarizados de la condición corporal de la ictiofauna por ítem trófico. Línea continua una puntos de ambientes leníticos; línea de trazos una puntos de ambientes lóticos.

Variación espacio-temporal en la condición corporal por especies.

En Figura 11 se muestran las variaciones espaciales y temporales de la condición corporal de las distintas especies consideradas en los grupos tróficos analizados. Dentro de los detritívoros existen diferencias entre las tendencias temporales de las 3 especies. La condición corporal de *Loricariichthys platymetopon* no mostró diferencias significativas espacio-temporales, si bien se resalta el notorio incremento registrado durante el período de desconexión de diciembre 2010. El género *Cyphocharax* (*C. voga* y *C. platanus*) presentó un incremento de la condición corporal durante agosto 2011. Por su parte, la condición corporal del sábalo (*P. lineatus*, ver también Figura 12), varió significativamente temporal ($F=12,983$, $p<0,001$) y espacialmente ($F=75,215$, $p<0,001$), con incrementos durante la inundación de 2011, sobre todo en los ambientes leníticos.

La condición corporal de la especie omnívora *Megaleporinus obtusidens* así como la del género *Astyanax* (*A. lacustris* y *A. abramis*) difirió significativamente a lo largo del período ($F=5,537$, $p<0,001$; $F=12,651$, $p<0,001$ y $F=5,536$, $p=0,001$, respectivamente).

En lo referente a las especies piscívoras, se identificaron variaciones temporales significativas de la condición corporal con marcadas diferencias en los casos de *Hoplias aff. malabaricus* ($F=9,586$, $p<0,001$), *Salminus brasiliensis* ($F=5,594$, $p<0,001$) y *Cynopotamus argenteus* ($F=2,221$, $p=0,05$). En el caso de *S. brasiliensis* la condición corporal resultó por debajo de la media durante los períodos de desconexión y aguas medias, y se incrementó durante los pulsos de flujo. Las especies herbívoras (Figura 12) se representan por separado al igual que *P. lineatus*, ya que fueron las únicas especies que mostraron diferencias significativas espaciales. Su condición corporal presentó también diferencias significativas temporales (*S. borelli* $F=5,162$, $p<0,001$; *S. plataea* $F=11,475$, $p<0,001$), con un aumento marcado durante la inundación de 2011.

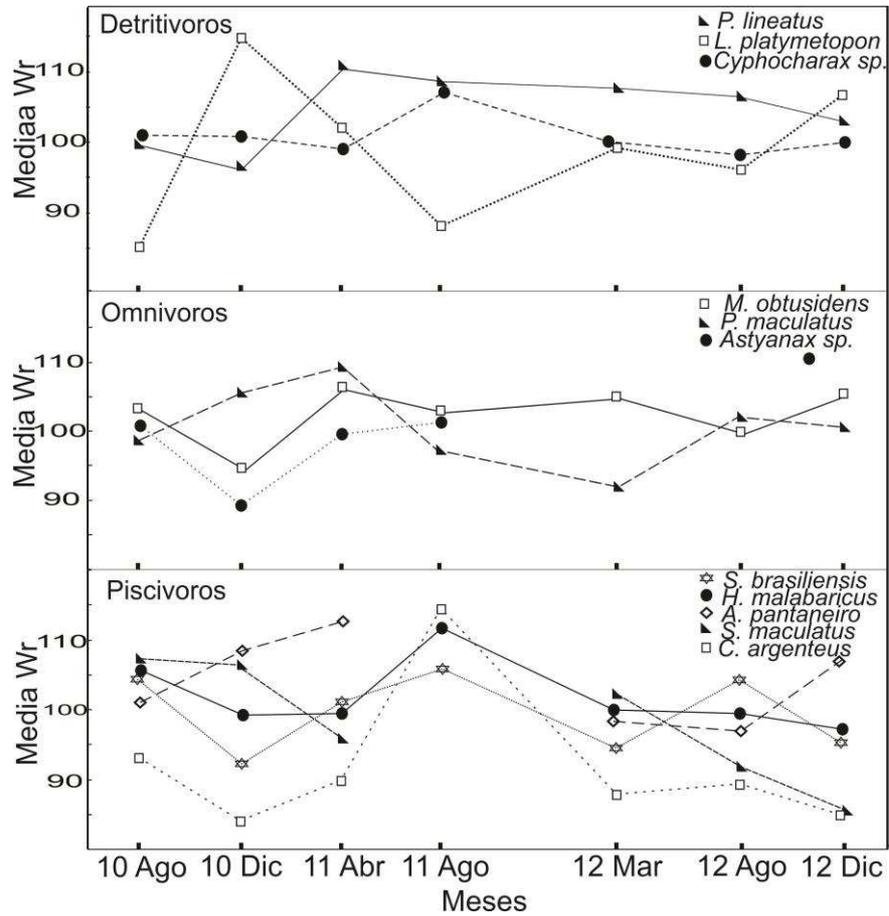


Figura 11. Variación temporal de la condición corporal de las especies por grupos tróficos.

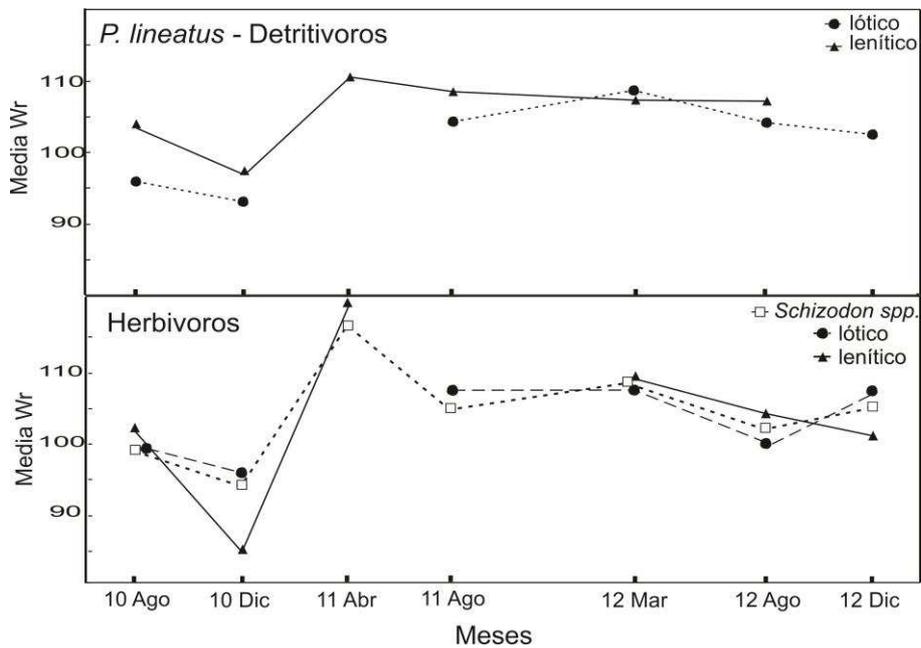


Figura 12. Variación espacio-temporal de la condición corporal de *P. lineatus* y de *Schizodon spp.* (*S. platae* y *S. borellii*).

6.4 Discusión.

6.4.1 Incidencia de las condiciones hidrolimáticas sobre la distribución de tallas.

Respecto a la incidencia de condiciones hidrolimáticas particulares sobre las capturas ícticas totales y, en especial, sobre la abundancia de juveniles de las diversas especies migradoras, los resultados se compatibilizan con los presentados en el Capítulo 5, esto es, existe un incremento notorio luego de los grandes eventos de inundación (66, 82-83 y 09-10), con relaciones positivas con la intensidad y duración de las crecidas.

Sin embargo la coincidencia de estas últimas con las temperaturas máximas (las inundaciones de primavera-verano), es clave para el éxito reproductivo y posterior reclutamiento exitoso de las especies (Agostinho y col., 2004; Espinach Ros y col., 2012) según lo discutido en el capítulo citado, siendo principalmente beneficiosas las inundaciones de verano. El incremento de la conectividad hidrológica durante extensos períodos influencia positivamente las abundancias de larvas (Fuentes y Espinach Ros, 1998) y disponibilidad de áreas de cría, desarrollo y reclutamiento (Gomes y Agostinho, 1997; Agostinho y col., 2004), incrementándose las posibilidades de supervivencia y reproducción (Bo y Malvarez, 1999; Suzuki y col., 2004) de las especies migradoras. Se indica que incrementos en la supervivencia de los estadios juveniles habrían repercutido en grandes aumentos de las abundancias de adultos (Figura 7; Espinach Ros y col., 1998).

En particular, los resultados referidos a la creciente extraordinaria de 1982-83 y luego de ella, en 1984 (PPARG e INALI respectivamente), tanto en las elevadas capturas ícticas como en la abundancia de juveniles registradas, serían evidencias en cuanto a condiciones ambientales excepcionalmente favorables (Espinach Ros y col., 2008) generadas por ese evento que repercutieron positivamente sobre el ensamble íctico asegurando el éxito reproductivo de las especies. Esto se observa sobre todo para el sábalo (*P. lineatus*), lo cual coincide con lo descrito por Espinach Ros y col. (2008) para la misma especie (en función de abundantes ejemplares adultos longevos medidos en 2006-2007, pertenecientes a dicha cohorte). Los efectos beneficiosos observados podrían deberse no solo al evento extraordinario en sí, sino al conjunto de años húmedos previos que se sucedieron en la planicie desde 1970 y habrían generado condiciones ambientales por demás favorables para la ictiofauna. En este sentido, Oldani (1990), señala un incremento continuo de la CPUE de todas las especies de peces de Pto. Sánchez (Paraná, Entre Ríos), desde 1976 a 1985. Aunque por otro lado, el autor señala que las crecientes extraordinarias aumentarían la pérdida natural de peces (dado que posteriormente observa una brusca caída de las abundancias, entre 1985-1986), desalentarían la reproducción y aumentarían el período crítico de las larvas. Lo cual podría ser cierto para el caso de otras especies, ya que como se observa *L. pati* casi no presentó capturas, y el resto de las especies, como la boga, amarillo y dorado, presentaron bajas abundancias, si bien se registran tallas de juveniles y pre-adultos producto de la gran creciente en las diferentes especies del ensamble íctico.

Las condiciones del pulso de inundación de 2009-2010 (gran duración y magnitud de sus niveles máximos que generaron elevadas conectividades en la planicie y coincidencia con las máximas temperaturas), resultaron óptimas para el ensamble íctico en general y comercial en particular, asegurando su éxito reproductivo lo cual repercutió favorablemente sobre la abundancia, riqueza de especies y reclutamiento (Abrial y col., 2014; Espínola y col., 2016; Scarabotti y col., 2017). En el Capítulo 5 se demostró que el ensamble comercial del tramo medio presenta, en promedio, un retardo (lag) de 2 años de respuesta, de las capturas de individuos de tallas comerciales respecto de una creciente de características óptimas, como la de 2009-2010. Nótese en Figura 7 que las tallas legales de captura de *P. lineatus* predominan en 2013-2014, indicando un retardo de respuesta especie-específico de aproximadamente 4 años, lo cual coincide con lo observado por Quirós y Cuch (1989). Este sería el tiempo requerido para que la biomasa de sábalo legalmente explotable de una cohorte exitosa sea predominante dentro del stock pesquero comercial. En esta misma línea, la aparición notoria de la cohorte de 2006-2007 dentro de las medidas de captura reglamentarias (a partir de 34 cm de Ls) entre 2010-2013 señala el reclutamiento exitoso relacionado con las características favorables de la crecida

intensa de verano de 2007 (Espinach Ros y col., 2012). Por otro lado, la escasa captura de individuos juveniles luego del pulso de inundación de 2011, resalta claramente la importancia de la ocurrencia de las crecidas en coincidencia con las máximas temperaturas, indicando el efecto negativo de las crecidas desfasadas en la reproducción y reclutamiento íctico, al menos en las especies migradoras de larga distancia.

Por otro lado, los resultados que se presentan aquí, corroboran la disminución de talla del sábalo (Figura 7) en el escenario presente, en contraste con mediciones del pasado (Oldani y col., 2005; Baigún y col., 2013). Si bien esas reducciones de talla se habrían estado produciendo desde la década de 1970 (Baigún y col., 2013), se han acentuado a partir del período de mayor explotación intensiva del recurso (de 2003-2006; Prol, 2008; pasando de 48 cm en 1995 a 42 cm de Lt en 2006; Espinach Ros y Sánchez, 2007; ver Capítulo 7). La talla mínima legal de captura actual de la especie (42 cm Lt), indica la falta de recuperación, al menos en cuanto al tamaño.

Respecto del período sin crecidas de 1978-1980, los resultados muestran abundantes capturas ícticas mayoritariamente representadas por ejemplares de tallas mayores, correspondientes a individuos pre-adultos y adultos de las diferentes especies. Dado el esfuerzo y artes de pesca aplicada (muy selectiva, descriptos en Capítulo 3) en la captura de los ejemplares de dicho set, no es posible asociar directamente la estructura de talla observada en ese período a las características hidroclimáticas de dichos años, ya que el esfuerzo podría estar distorsionando la real interpretación del período hidroclimático. Las observaciones estarían indicando corresponder a la cohorte exitosa de 1977, año en que se registró una inundación de verano de gran intensidad (Hmax 6,36 m en febrero) y duración (mayor a 80 días en aguas altas), seguida de numerosos días húmedos y escasos días secos. Características óptimas para la ictiofauna del tramo medio.

Por último, los bajos reclutamientos y mayoritariamente abundantes tallas de ejemplares pre-adultos y adultos, y no así de juveniles informados durante períodos con inundaciones de invierno de gran intensidad y duración (92-93) u ordinarias (13-14; menor nivel y duración), esto es, fuera del período de mayor probabilidad de desove (Agostinho y col., 2014; Lozano y col., 2014), indican el efecto de las crecidas de invierno en la reproducción y reclutamiento del ensamble comercial, desalentándolos. En este sentido, la estructura de talla observada entre 92-94 se corresponde con la cohorte producto de las inundaciones de primavera-verano de años previos (entre 89-90). Las tendencias generales en dichas fechas de la estructura de talla del ensamble comercial, e inclusive de las especies se compatibilizan ante dichos eventos de inundaciones de invierno.

6.4.2 La condición corporal íctica ante diferentes características hidrológicas.

Los resultados en cuanto a este tópico revelan que las fluctuaciones hidrológicas inciden sobre la condición corporal de los diferentes grupos tróficos que caracterizan la ictiofauna de la planicie. Las variaciones en la condición corporal no presentaron el mismo patrón para las diferentes especies, inclusive dentro de un mismo grupo trófico.

Luego de la creciente de 2009-2010, durante aguas medias (agosto 2010), los grupos herbívoros, omnívoros y detritívoros mostraron una buena condición corporal. Ello se debería al transporte de grandes cantidades de materia orgánica, incorporación de recursos alóctonos (Junk y col., 1989; Abujanra y col., 2009) y autóctonos producidos abundantemente en los ambientes de la planicie (Junk y col., 1989; Winemiller 2004; Humphries y col., 2014), así como al transporte de sedimentos suspendidos transportados desde el río hacia la

planicie (Tockner y col., 2010) durante eventos como el mencionado, de características óptimas para la ictiofauna del tramo medio, según lo ya demostrado y discutido. Sobre todo los herbívoros, grupo que mostró el mayor grado de variación espacio-temporal en la condición corporal, habrían aprovechado las condiciones ambientales generadas por la crecida para su alimentación, dado que se habilitaron nuevos accesos a áreas inundadas y por lo tanto a una mayor disponibilidad de recursos alimenticios. Según Goulding (1980) las especies herbívoras no exhiben una estrategia particular respecto de la ingesta de alimentos, por lo tanto dependiendo de los recursos disponibles, estos podrían alimentarse durante todo el año o sólo en ciertos periodos, dependiendo de la disponibilidad de alimentos y de su actividad reproductiva. Respecto de los piscívoros, Fernandes y col. (2009), demuestran que la duración y magnitud de las inundaciones tienen un efecto positivo sobre el éxito reproductivo de muchas de sus presas con lo que aumenta la disponibilidad de alimento para el grupo. Esto se reflejó luego del evento de 2009-2010 el cual, según lo ya mostrado, favoreció el reclutamiento de juveniles de muchas especies ícticas, hecho que habría beneficiado la condición corporal de los piscívoros.

Posteriormente, durante diciembre de 2010, se registraron disminuciones en la condición corporal (bajos valores) de los grupos tróficos herbívoros, omnívoros y detritívoros, y en las especies (entre ellas *P. lineatus*, *M. obtusidens*, *Astyanax sp.*, *S. brasiliensis*, *C. argenteus*), lo cual sería producto de la baja conectividad registrada en la llanura que se mantuvo seis meses con niveles correspondientes a aguas bajas y completa desconexión (20 días consecutivos entre nov-dic <2,3 m). Para detritívoros y omnívoros el período de menor disponibilidad de alimentos suele coincidir con estas fases hidrológicas de aguas bajas y períodos secos (Tello y col., 1992). Cabe resaltar por otro lado, el comportamiento contrario de la condición corporal de *L. platymetopon*, cuyos valores se incrementaron notoriamente durante dicho período de aguas bajas.

Durante el pulso de inundación de abril 2011 (creciente ordinaria de baja duración y desfasada de las máximas temperaturas), se observaron incrementos en la condición corporal de diferentes grupos tróficos, sobre todo en herbívoros, omnívoros y detritívoros, y en las especies (como ser *P. lineatus*, *P. maculatus*, *M. obtusidens*, *A. pantaneiro*). Notorios incrementos también se registraron con los pulsos de flujo subsiguientes (en 2011 y 2012), resaltándose el aunque leve, aumento de la condición corporal de piscívoros (sobre todo en *S. brasiliensis*, *H. aff. malabaricus* y *C. argenteus*) durante el incremento de nivel de agosto 2011. Estos aumentos registrados desde 2011, indicarían que inundaciones como la apuntada y situaciones de aguas medias importantes, afectarían positivamente la condición corporal íctica, sobre todo de detritívoros, lo cual está en línea con observaciones realizadas por Abujanra y col., (2009) para el tramo alto del río Paraná. Asimismo, Tello y col. (1992), señalan que los detritívoros contarían con mayor disponibilidad de alimento durante los períodos de aguas medias, explotando la materia orgánica en descomposición proporcionada por las zonas previamente inundadas.

Los alimentos incorporados por los detritívoros y omnívoros durante las inundaciones contienen menos energía y proteínas (Faria, 2007). Por lo tanto, el valor nutricional de los recursos alimenticios consumidos por estos grupos presenta un patrón de variación espacial (Bowen, 1987) y temporal (Abujanra y col., 2009). A modo de ejemplo, la condición corporal de *M. obtusidens* (boga, omnívoro) se incrementó luego del gran evento de inundación de 09-10, durante aguas medias, así como durante la crecida ordinaria de 11, manteniendo inclusive valores por encima de la media durante los muestreos de años secos (2012), posteriores a los

incrementos del nivel del agua. Así, los incrementos de niveles hidrométricos favorecen a las especies detritívoras y omnívoras que encuentran durante estos períodos mayor disponibilidad de alimento y refugio en la llanura de inundación, y por el contrario desfavorecen a los grandes depredadores, como ser los piscívoros (Gomes y Agostinho, 1997), cuya condición corporal se vería favorecida luego de ocurridas las crecidas.

En síntesis, los resultados indican que los eventos de inundación son beneficiosos para la ictiofauna respecto a la alimentación y acumulación de reservas nutricionales, debido a la biomasa transportada por la escorrentía (Bennemann y col., 1996) y dado el acceso a nuevos recursos en las zonas inundadas (Lowe-McConnell, 1999). Mientras que algunos grupos tróficos ven beneficiada su condición corporal durante las crecidas, otros se ven afectados desfavorablemente, y por el contrario las condiciones del ambiente se vuelven beneficiosas luego de ocurridas las mismas. Por otro lado, el estudio resalta el rol beneficioso de los periodos de aguas medias luego de las crecidas (Neiff, 1990). Así, las fases de aguas medias altas vinculadas con los pulsos de flujo, aun escasamente estudiados en profundidad (Espínola y col., 2016), tendrían también un rol ecológico relevante para la ictiofauna, tanto en su estructuración como en la alimentación de los diversos grupos tróficos; claramente positivo sobre todo en los grupos piscívoros (*C. argenteus*, *H. aff. malabaricus* y *S. brasiliensis*) y detritívoros (*P. lineatus*, *Cypocharax sp.*). Se advierte el número de interrogantes relacionados con este tópico aún no completamente aclarados y, por lo tanto, la necesidad de continuar con esta temática relevante en cuanto a las vinculaciones entre las variables hidroclimáticas del sistema y la ecología de la ictiofauna.

Significación de la componente hidroclimática versus efectos antrópicos.

7.1 Introducción.

Las inundaciones, según sus características (analizadas pormenorizadamente a lo largo de esta investigación), pueden proporcionar a la fauna íctica un acceso a una gran variedad de ambientes, sobre todo en los ríos tropicales y subtropicales estacionales, donde los movimientos de los peces desde los cauces principales hacia los ambientes de la planicie aluvial son particularmente regulares (Bonetto y Pignalberi, 1964; Goulding, 1980; Welcomme, 1985; Oliveira, 2014). Conocer sus alteraciones e implicancias sobre la ictiofauna resulta fundamental para su conservación, sobre todo ante la pérdida continua de hábitats (causada por represas, deforestación, contaminación del agua, minería, malas prácticas agrícolas, entre otras) en las principales cuencas fluviales de América del Sur (Barletta y col., 2010).

Estos ecosistemas acuáticos continentales ofrecen numerosos recursos esenciales para la supervivencia de la vida en el planeta. El río Paraná, uno de los grandes ríos del mundo, el noveno por su caudal (Latrubesse, 2008), ha sido (y es) eje de desarrollo de los principales centros industriales y agrícolas regionales, constituyendo el mayor reservorio de Argentina de agua dulce superficial de excelente calidad, fundamental para la población y sus actividades. Posee una biodiversidad extraordinaria que proporciona bienes y servicios esenciales a las sociedades. Son múltiples los usos que la sociedad hace de él, en cuanto a desarrollo urbano y agrícola-ganadero (ganadería extensiva; cultivo de soja, arroz) en sus márgenes y planicie aluvial, provisión de agua potable, aprovechamientos hidroeléctricos, recepción de efluentes urbanos/industriales, explotaciones forestales, actividades turísticas y recreativas, caza y pesca, entre otras tantas (Benzaquén y col., 2013). Debido a ello, el río Paraná y su planicie es el ecosistema fluvial más importante de la región (Del Barco, 2000). Pero todo ello ha derivado en el aumento de las actividades humanas en su cuenca, y en particular en su tramo argentino, generando disturbios y cambios que afectan sus ciclos naturales y lo han posicionado entre los 10 grandes ríos más amenazados del planeta (Wong y col., 2007).

Muchas de las actividades humanas señaladas, pueden alterar significativamente la esorrentía de los cursos fluviales. Por estos motivos, entre otros, las principales cuencas hidrográficas del mundo similares a la del Paraná, están sometidas tanto a los efectos de la variación climática, como a las alteraciones de origen humano (Huntington, 2006), lo cual dificulta la capacidad de diferenciar y explicar las causas de las alteraciones.

Desde mediados del siglo pasado se han producido cambios significativos de origen antrópico en la cuenca del río Paraná, que habrían afectado la dinámica y el paisaje alterando la integridad del sistema (Capítulos 1 y 2). Muchas de esas modificaciones se verificaron en su hidrodinámica, y por lo tanto podrían haber repercutido sobre los diversos ecosistemas de la planicie, incidiendo de algún modo sobre los ensambles de peces. Las numerosas afectaciones del paisaje de la planicie aluvial del Paraná, han originado la denominada “artificialización de la planicie” (Tucci y Clarke, 1998; Del Barco, 2000). Se refieren sobre todo a: cambios en los usos del suelo y fragmentación del hábitat, focos de contaminación, desarrollo urbano, explotación comercial y deportiva de los recursos ictícolas, y regulación de caudales por construcción de obras de ingeniería

(como ser las represas, sobretodo en el alto Paraná; Tucci y Clarke, 1998; Del Barco, 2000; López, 2001; Baigún y col., 2008; Krepper y col., 2008).

Estos impactos, sobre todo desde 1970, podrían haber contribuido a modificar la hidroclimatología de la cuenca, y por lo tanto, el flujo del Paraná (Tucci y Clarke, 1998; Krepper y col., 2008). A ellos, se suman otros hechos derivados de la actividad humana relacionados directamente con la pesca, sus prácticas y la producción, que podrían haber afectado a la ictiofauna del sistema a lo largo del tiempo, sobre todo al ensamble comercial. Estos cambios se relacionan con modificaciones en las políticas pesqueras, en las regulaciones (vedas) establecidas, el grado de consumo y/o demanda por especies y en referencia a la producción (tipos, diversificación, fines) y exportación (Del Barco, 2000; Prol, 2008).

Como se ha señalado en su momento (Capítulo 1), las principales especies ícticas de importancia comercial de agua dulce del país se concentran en el tramo medio del Paraná. El 90% de la producción ictícola de agua dulce exportada de nuestro país proviene de las provincias de Santa Fe y Entre Ríos (Espinach Ros y col., 2008; Prol, 2008). Además, la mayoría de las especies que componen el ensamble comercial presentan una estrategia reproductiva periódica (siguiendo la clasificación de Winemiller y Rose, 1992). Se ha demostrado (Capítulo 5 y 6), que estas especies maximizan su éxito reproductivo ante condiciones hidroclimáticas cíclicas de crecidas (de primavera-verano) y bajantes del río Paraná. Más aún, suelen realizar extensos desplazamientos longitudinales, de cientos de km (migradoras de larga distancia), generalmente en cardúmenes, con fines reproductivos en buscas de alcanzar sitios propicios para el desove (Bonetto y Pignalberi, 1964; Bonetto y col., 1971; Rossi y col., 2007).

Dentro del ensamble comercial, se resalta al sábalo como la pieza clave del funcionamiento ecológico del sistema (Oldani, 1990; Capítulo 5). Esta especie, cumple un rol central como base de la pirámide trófica, alimentándose de materia orgánica particulada contenida en los sedimentos del fondo (Ringuelet y col., 1967; Ringuelet, 1975; Bowen, 1987; Sverlij y col., 1993). Es a su vez, fuente de alimento de otros peces mayores en la cadena trófica, piscívoros (e.g. los juveniles de surubí y de dorado), que se alimentan sobre todo de sus huevos y larvas (Bonetto y col., 1969; Bonetto, 1986; Oldani, 1990). Se advierte que la disminución y amenazas que puedan correr las poblaciones de *P. lineatus*, afectaría directamente al resto de las poblaciones ícticas, y a la dinámica ecológica del Paraná, lo cual sería totalmente desfavorable para la economía de la región y el país, y la vida de miles de familias que viven del recurso.

En este capítulo se analizan las variaciones de las capturas ícticas de las principales especies de interés comercial a largo plazo del tramo medio del río Paraná en las diferentes escalas temporales involucradas, en procura de discernir el grado de explicación y significación de la componente hidroclimática al compararla con eventuales efectos de otras variables de origen esencialmente antrópicas, directamente relacionadas con la pesca. Se identifican asociaciones en el tiempo, y se determinan cuáles variables hidroclimáticas/antrópicas resultan claves en la estructuración de las capturas ícticas comerciales de la planicie aluvial. Se comienza centrando el análisis en las fluctuaciones de las capturas de *P. lineatus* a lo largo del tiempo para luego examinar al ensamble íctico comercial en su conjunto.

7.2 Metodología

7.2.1 De los datos biológicos, hidroclimáticos y antrópicos.

De los datos biológicos

Se analizaron fluctuaciones temporales (1936-2016) de las capturas de las principales especies ícticas de importancia comercial del sistema (Capítulo 3, Tabla 5). Estas especies son las más frecuentes y abundantes en sus respectivas escalas temporales y coincidentes a lo largo del período de estudio. Los registros provienen de las diferentes bases de datos descritas en el Capítulo 3 (PPARG, PPSF, INALI, VIRASORO y LH). Así se conforma una serie de más de 50 años de información íctica del tramo medio del río Paraná, en el pasado y presente.

Mediante análisis previos, se exploró la posibilidad de aunar la información proveniente de las 5 bases de datos. Para ello, se examinó la variación temporal –interanual- de las capturas (biomasa expresada en kg) de *Prochilodus lineatus* entre las diferentes bases de datos, mediante un análisis canónico de coordenadas principales (CAP, por sus siglas en inglés; Software estadístico CAP; Anderson, 2004), análisis multivariado no paramétrico. Se utilizó la medida de distancia de Bray-Curtis (Bray y Curtis, 1957). Para determinar la existencia de diferencias significativas en la estructura temporal de las capturas entre las series, se realizó un test de permutación con 999 corridas (Manly, 1997). Se consideraron únicamente las capturas de sábalo dado que el grueso de los procedimientos empleados se centra en dicha especie. Se analiza el sábalo por ser la especie más representativa del sistema, clave en las provincias de Santa Fe y Entre Ríos (Del Barco, 2000), tanto por su biomasa, como por su valor ecológico y comercial. Además, es la especie más frecuente y abundante, presente con numerosos registros, en todas las series de datos (1935-2016).

De las variables hidroclimáticas y antrópicas.

Se consideraron las 18 variables hidroclimáticas ya presentadas/descriptas (Capítulo 4, Tabla 2) y 9 antrópicas (Tabla 1), relacionadas con la pesca, obtenidas a partir de los registros anuales/mensuales disponibles (Capítulo 3), para el periodo de estudio (1935-2016). Ambos grupos de variables se analizaron conjuntamente con el fin de discriminar y significar el efecto de factores determinantes sobre las capturas ícticas de las principales especies del tramo medio. Se comenzó graficando la fluctuación temporal de las capturas comerciales (producción, exportación) de *Prochilodus lineatus* del río Paraná registradas entre 1925 y 2016. Paralelamente, se examinaron las fluctuaciones temporales de las variables antrópicas “Número de pescadores” y “Datos demográficos”.

A los fines de establecer agrupaciones, multicolinealidad y grado de relación entre el conjunto de variables hidroclimáticas y antropogénicas, se empleó un análisis de componentes principales (PCA), reduciendo el número de variables de posteriores análisis. Correlaciones significativas y con valor (Pearson) $r < 0,6$, así como variables redundantes y colineales, se omitieron de los análisis finales, siendo seleccionadas las significativas con valor de correlación de $r > 0,6$.

Tabla 1. Variables antropogénicas relacionadas con la pesca. En negrita se indican las variables seleccionadas para los tratamientos efectuados en el capítulo.

VARIABLES	Código de variables	Concepto	Fuentes consultadas*
Vedas	Vedas	SV: sin vedas establecidas; VCV: veda a la carne vacuna (roja); VCP: veda a la carne de pescado (distinción a nivel de familias/especies); VTS: veda temporal de <i>P. lineatus</i> .	1; 3; 17; 18; 19; 20
N° de Pescadores	N° de pescadores	Cantidad de pescadores dedicados a la tarea; registro anual.	1; 2; 3; 17
Artes de pesca	Artes de pesca	TT: tres telas, trasmallo; RE: redes de espera, agalleras.	2; 6; 7; 8
Consumo <i>per cápita</i>	Consumo <i>per cápita</i>	Consumo por individuo de carne de pescado.	1; 2
Exportaciones	Exportaciones	Toneladas/kilogramos de sábalo capturados para la producción y/o exportación.	1; 2; 5; 9; 12; 16; 17; 20; 21
Datos demográficos	N° de habitantes	Cantidad de habitantes; censos oficiales de la República Argentina.	22
Uso del recurso	Fines	Acopiadores (pescaderías); Act. Industrial (pesca comercial, frigoríficos)	2; 3; 4; 7; 8; 10; 12; 15
Grado de explotación	Explotación	Subexplotado (ligero/moderado); Sobreexplotado (intensiva)	3; 4; 6; 7; 11; 12; 13; 14; 15
Sistema de producción	Modelo	Subsistencia: pre-capitalista, de tipo artesanal, de subsistencia; Industrial: capitalista; el pescador es virtualmente un empleado informal.	3; 8; 15

*Fuentes consultadas: 1) Producción Pesquera de la República Argentina 1955, 1960, 1961, 1962, 1963, 1964, 1965, 1966, 1967, 1968, 1969, 1972, 1973, 1977; 2) FAO, Departamento de Pesca y Acuicultura, 2005, 2009, 2014, 2016; 3) Del Barco, 2000; 4) Atlas de la actividad económica de la República Argentina, 1983; 5) Lozano y col., 2014; 6) Baigún y col., 2003; 7) Baigún, 2013; 8) Cappato y Yanosky, 2009; 9) Espinach Ros, 1993; 10) Quirós y Cuch, 1989; 11) Baigún y col., 2013; 12) Iwaszkiw, 2001; 13) Girauo, 2008; 14) Oldani y col., 2005; 15) Prol, 2008; 16) ADUANA; 17) Ministerio de Producción, Provincia de Santa Fe; 18) Consejo Provincial Pesquero, Provincia de Santa Fe; 19) Leyes, decretos, regulaciones Nacionales/Provinciales; 20) Dirección de Economía Pesquera; 21) SENASA (Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria); 22) INDEC (Instituto Nacional de Estadística y Censos).

7.2.2 Variables hidroclimáticas y antrópicas. Relaciones con *Prochilodus lineatus*.

Las eventuales relaciones entre las variables hidroclimáticas y/o antropogénicas con las capturas de *P. lineatus* (sábalo) en las diferentes bases de datos, se investigaron empleando un PCA para las series VIRASORO y PPSF (períodos: 1978-1980; 2011-2015), y un análisis de factores múltiples (MFA, por sus siglas en inglés; Escofier y Pagès, 1994) para las bases PPARG, INALI y LH (períodos: 1937-1981; 1964-1996; 2009-2016 respectivamente). Este último procedimiento se aplica cuando es necesario incorporar variables categóricas (cualitativas). Ambos tipos de métodos proporcionan una visión de los principales gradientes y relaciones establecidas entre las variables y grupos conformados.

Para aplicar el MFA, se subdividió a las variables en dos subconjuntos, categóricas y cuantitativas. Estas últimas previamente centradas, estandarizadas y luego ponderadas (Borcard y col., 2011). En los análisis finales se consideran las variables significativas (Pearson $r > 0,6$), no colineales. En ambos procedimientos (PCA y MFA), se aplicó el criterio de Kaiser-Guttman (Jackson, 1993), para la consideración de los ejes retenidos a ser interpretados (> 1).

En el caso de los registros de *P. lineatus* de la serie LH, se dividieron las capturas en dos rangos de talla con el fin de evaluar la significación de las variables en función de diferentes etapas de vida de la especie. Un grupo integra los primeros años de vida, esto es individuos juveniles (< 25 cm Ls), y otro corresponde a la etapa de pre-adultos y adultos (> 25 cm Ls); la distinción surge de considerar que el rango en que se encuentran las

tallas de primera madurez de la especie (primera maduración, desove, entre los dos y tres años) es entre 25-30 cm Ls. Para la distinción por tallas se consideró valores promedio de Ls por rangos de edad disponibles en la bibliografía de la región (Pignalberi, 1965; Cordiviola de Yuan, 1971; Cordiviola y col., 2007; Espinach Ros y col., 2008, 2012).

Las posibles diferencias significativas temporales (interanuales e interdecenales) entre las capturas de *P. lineatus*, se establecieron mediante análisis no paramétricos (Kruskal Wallis) por no cumplirse con los supuestos de normalidad y homocedasticidad. Mediante comparaciones *post hoc* (test de Wilcox) se determinó entre cuales años/décadas las diferencias eran significativas. Se graficaron, en cada caso, los valores de captura en función de los años y décadas, lo que permite examinar comparativamente en detalle la fluctuación temporal.

7.2.3 Significación de las variables. Biomasa íctica comercial.

Para identificar las variables hidroclimáticas y/o antrópicas claves en la estructuración de las capturas de las principales especies comerciales del tramo medio a lo largo de todo el período (series PPARG y PPSF), se llevó a cabo un análisis de redundancia (RDA, por sus siglas en inglés). Se consideraron las especies más abundantes y frecuentes de cada serie (total de 7 en cada caso; Tabla 5 en Capítulo 3). Los modelos finales representan las combinaciones más parsimoniosas entre variables, incluyendo aquellas con relaciones significativas respecto de las capturas comerciales.

Para determinar la significación de cada grupo de variables explicativas, esto es de las hidroclimáticas y antrópicas, y conocer el porcentaje de explicación de cada una, y/o la conjunción de ambas sobre las capturas ícticas comerciales, se realizaron análisis de partición de la varianza (Peres-Neto y col., 2006). Se consideró el conjunto de variables hidroclimáticas y antrópicas que fluctuaron en el período de tiempo abarcado en cada caso. En todos los procedimientos estadísticos el nivel de significancia adoptado fue de $p < 0,05$ y se llevaron a cabo con el software libre R (R Development Core Team, 2014).

7.3 Resultados.

7.3.1 Variación y estructuración temporal de las variables.

De los datos biológicos

Se observaron diferencias significativas en la estructuración temporal de las capturas de sábalo entre los sets de datos (Figura 1; $\text{tr}(Q_m'HQ_m)=3,947$; $p=0,001$). La distribución de los puntos dentro de cada base de datos resulta homogénea, sin mayor dispersión, lo cual refiere a una muy buena calidad de la información biológica íctica que cada una de ellas aporta. Se advierte un agrupamiento entre los puntos de LH, VIRASORO e INALI, claramente separados de PPARG y PPSF, a su vez muy dispares entre sí (Figura 1). Mediante comparaciones *post hoc* (test de Wilcox) se determinó la existencia de diferencias significativas entre todos los pares ($p < 0,05$), excepto entre VIRASORO-LH. En un análisis gráfico subsiguiente de la estructuración de la biomasa entre dichas bases se establecieron diferencias. Por lo que, el tratamiento de la información se realizó de modo individualizado.

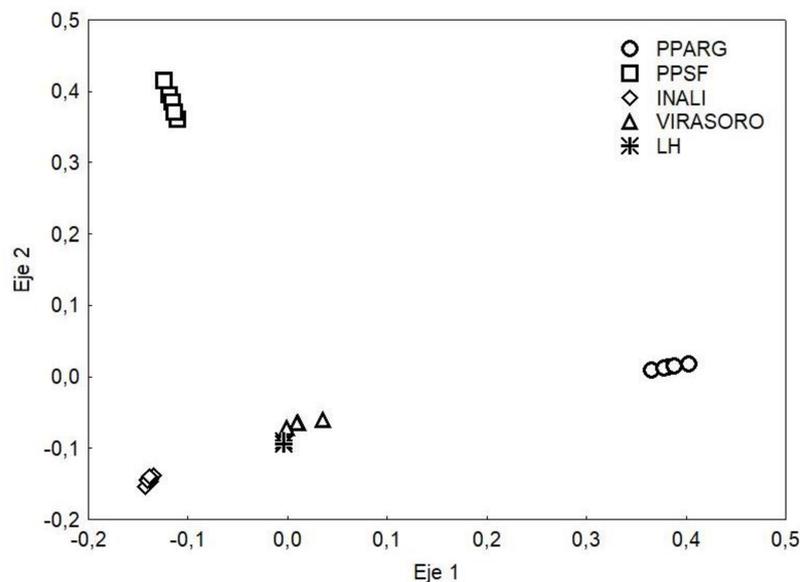


Figura 1. Estructuración temporal de las capturas de *P. lineatus* por base de datos.

De las variables antrópicas relacionadas con la pesca.

En Figura 2, se advierten cambios notorios en las capturas de *Prochilodus lineatus*, destinadas al consumo local, producción y exportación desde comienzos del siglo XX hasta la actualidad. A partir de 1990 se verificaron fuertes incrementos en los volúmenes de exportación certificados por SENASA con máximos entre 2003-2006. Los valores se restablecieron luego hacia fines de la década de 2000. Desde 2007 resultaron incluso semejantes a los volúmenes de fines de 1930 y década de 1940. En 2004 se registra el máximo en las capturas; de las 15 mil toneladas que se extraían generalmente, se pasaron a capturar en dicho año 36 mil.

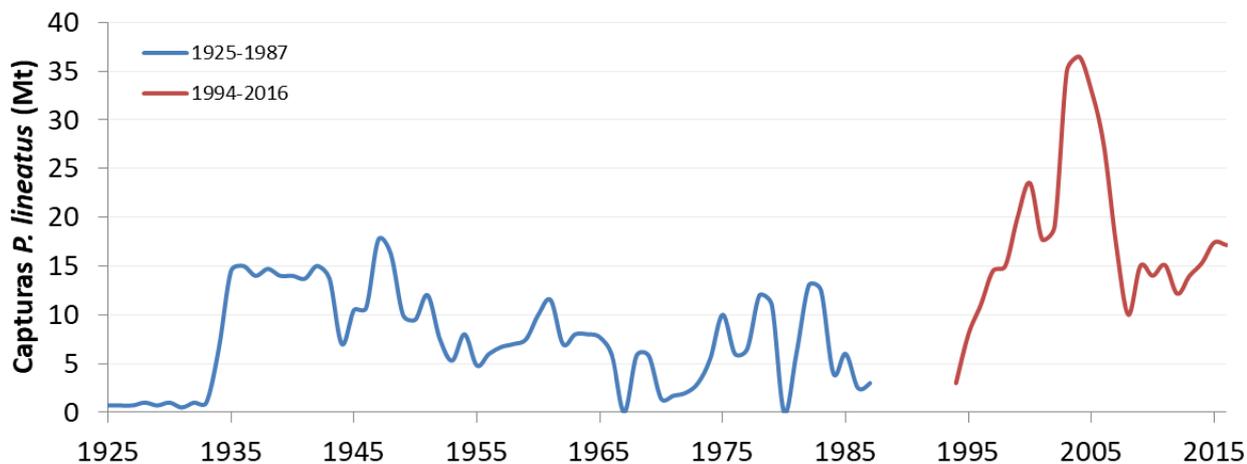


Figura 2. Fluctuación temporal de las capturas de sábalo de la cuenca del Paraná en miles de toneladas (Mt) registradas entre 1925 y 2016 (no se cuenta con información entre 1988-1993). A partir de 2012 se obtienen datos de exportación de Aduana. Datos extraídos de: ex Dirección Nacional de Pesca Continental (1925-1987), Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA; hasta 2011), y Administración Nacional de Aduana y SENASA (hasta 2016).

Con respecto al número de habitantes y de pescadores abocados a la tarea en la región, a lo largo del período de estudio se incrementaron ambas variables progresivamente (Figura 3a). A partir de la década de 1990, el número de pescadores se incrementó notoriamente, por encima del ritmo de crecimiento demográfico (Figura 3b).

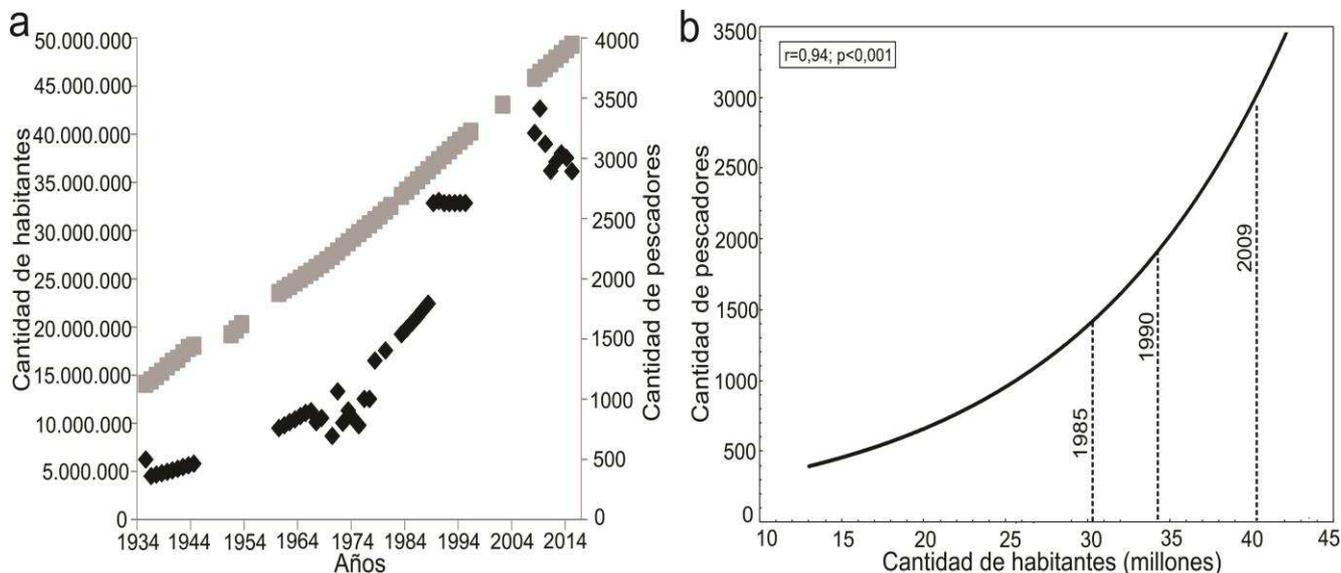


Figura 3. a) Fluctuación interanual (período: 1934-2016) de las variables Número de pescadores (rombos negros) y Cantidad de habitantes (rombos grises); b) correlación entre cantidad de pescadores y de habitantes (en millones) a lo largo del período estudiado (línea de tendencia exponencial).

Del conjunto de variables hidroclimáticas y antrópicas.

Los resultados del PCA referidos a la estructuración y agrupaciones entre las diversas variables en función de los años (1936-2016), se presentan en Figura 4. Se observa la conformación de grupos por períodos de tiempo y por tipos de variables. Un primer grupo relacionó años (11 en total con mayoría de la década de 2010) caracterizados por el conjunto de variables antrópicas, así como con la fecha de ocurrencia de las inundaciones, y cantidad de días húmedos (Figura 4a). Esos años presentaron inundaciones de corta duración, que ocurrieron mayoritariamente en otoño-invierno (Figura 4b). Un segundo grupo reúne a los años secos (total de 17), que presentan significativos períodos de desconexión en la planicie, o caracterizados por presentar solo pulsos de flujo (Figura 4b). Un tercer grupo nucleó a años (total de 22; mayoría de los años de la década de 1980 y 1990, junto a 2010 y 2016) caracterizados por presentar inundaciones, generalmente en verano, de gran intensidad (ente 4,7 y 7,4 m de Hmax), y una duración media de 3 meses (82 días o más).

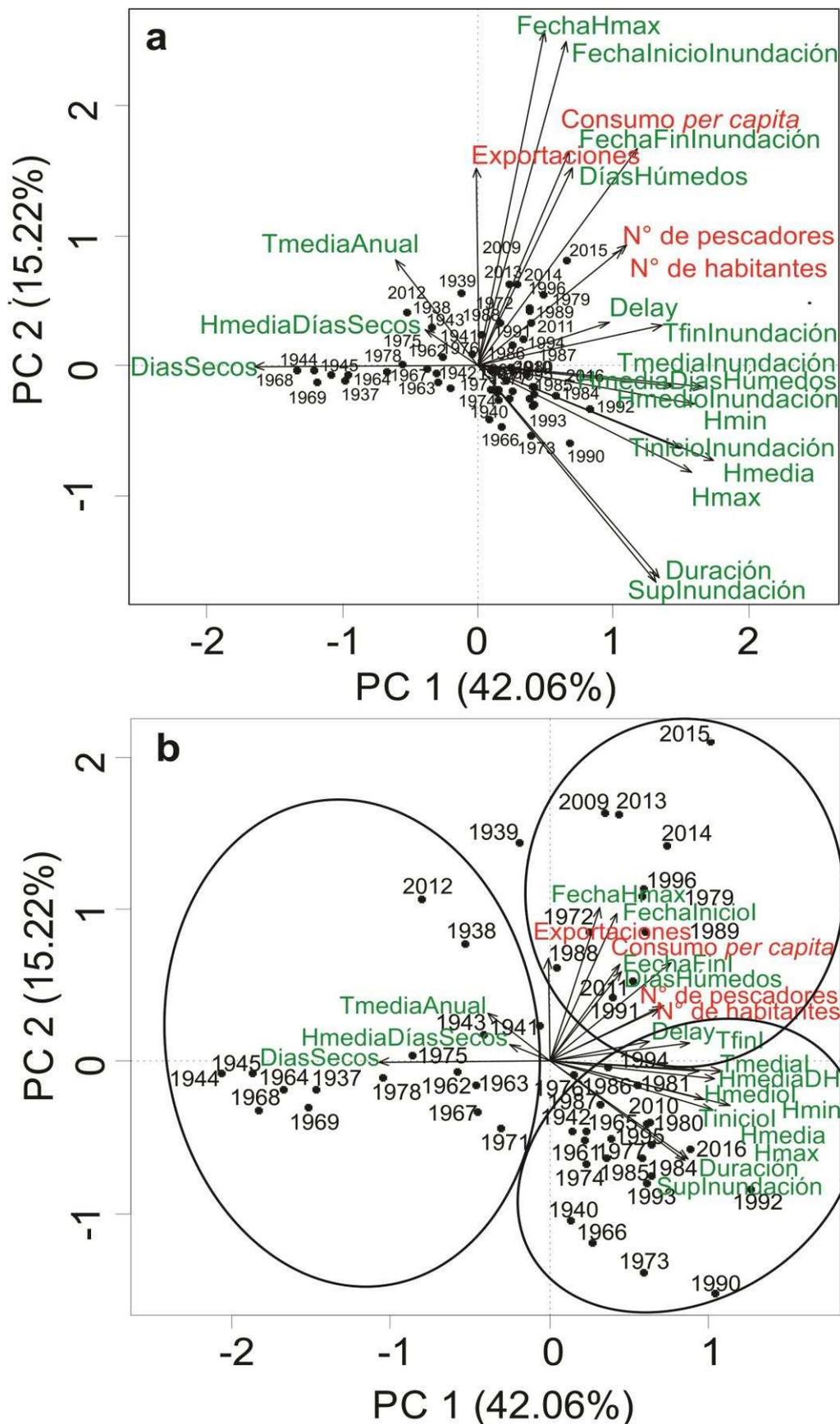


Figura 4. PCA de la estructuración temporal de las variables antrópicas (rojas) e hidroclimáticas (verdes) (1936-2016) en el tramo medio del río Paraná. a) Correlación entre variables; b) relación entre años.

A partir de estos resultados fue posible seleccionar las variables más significativas y no colineales (indicadas en negrita en Tabla 2), que sumadas a las antrópicas categóricas (5) se aplicaron en los tratamientos que siguen.

Tabla 2. Correlaciones de Pearson entre las variables y los dos ejes retenidos del PCA. En negrita se indican variables significativas seleccionadas.

Conjunto de variables	Variables	PC 1	PC 2	p
Antrópicas	N° de pescadores	0,69	0,35	<0,001
	N° de habitantes	0,71	0,36	
	Exportaciones	-0,01	0,62	<0,001
	Consumo <i>per capita</i>	0,44	0,53	
Hidroclimáticas	Hmax	0,84	-0,26	<0,001
	Hmin	0,80	-0,20	
	Hmedia	0,73	-0,23	
	HmedioInundación	0,87	-0,05	
	HmedioDíasHúmedos	0,88	-0,05	
	HmedioDíasSecos	-0,21	0,09	
	FechaInicioInundación	0,35	0,80	<0,001
	FechaHmax	0,26	0,82	
	FechaFinInundación	0,63	0,51	
	Duración	0,71	-0,52	<0,001
	DíasHúmedos	0,37	0,48	
	DíasSecos	-0,88	-0,01	<0,001
	TinicioInundación	0,80	-0,20	<0,001
	TfinInundación	0,71	0,09	
	TmediaInundación	-0,32	0,26	
	TmediaAnual	-0,05	0,76	<0,05
Delay	0,51	0,11		
SupInundación	0,70	-0,53		

7.3.2 Variables antrópicas e hidroclimáticas. Capturas de *P. lineatus*.

Las capturas de sábalo de las series comerciales PPARG y PPSF, se estructuraron ambas en respuesta a un conjunto de variables hidroclimáticas y antrópicas. Los años en que se registraron las mayores capturas de la serie PPARG (1936-1981) se relacionaron con la temperatura de inicio de las inundaciones y máxima intensidad de las crecidas, así como también, respecto del número de pescadores (Figura 5Aa). Resultando del modelo final como de mayor poder explicativo las variables temperatura media anual, días secos y cantidad de pescadores (Figura 5Ab). Se denota una fuerte respuesta de las capturas ante la veda impuesta a la carne vacuna (VCV) durante el período 1964-1965 (Figura 5Aa).

Respecto de las capturas para la serie PPSF de 2011-2015, se relacionan principalmente con las variables antrópicas, fluctuando además en función de las características de las inundaciones (fecha de ocurrencia de las crecidas y máxima intensidad hidrométrica). En 2015 se registraron las mayores capturas. Por otro lado, se advierte que el número de pescadores presenta una relación positiva respecto de la duración de las crecidas, y negativa respecto de los períodos secos (Figura 5B).

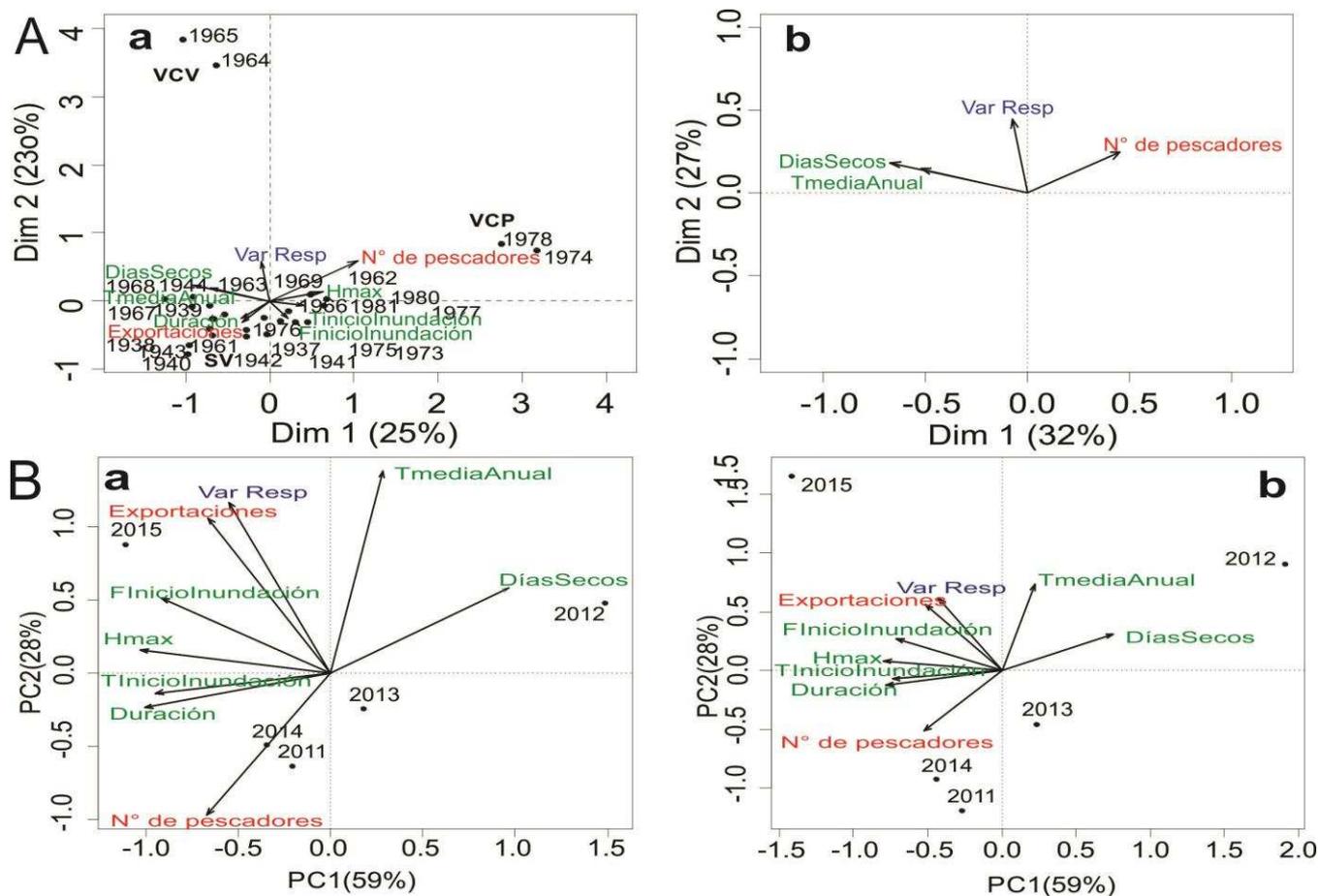


Figura 5. Variables hidroclimáticas (verde), antropogénicas (rojo) y capturas *P. lineatus* (azul). A) MFA, serie PPARG (1937-1981); B) PCA, serie PPSF (2011-2015). En cada análisis: a) estructuración temporal de las variables; b) modelo global final, variables significativas y de mayor poder explicativo.

Respecto de las capturas de sábalo de las series INALI, VIRASORO y LH, se ordenan principalmente en función de las variables hidroclimáticas (Figura 6A, B y C). En las diferentes escalas temporales se denota una fuerte relación positiva respecto de las máximas intensidades y duración de las crecidas y de la temperatura del agua asociada a las crecidas. Las variables más significativas para las abundancias de juveniles de *P. lineatus* en el sistema entre 2009-2016 (LH) se correlacionan negativamente con días secos, y positivamente con la duración, intensidad máxima de las crecidas y temperatura al inicio de las inundaciones (Figura 6C1). Al considerar las tallas de ejemplares pre-adultos y adultos, se denota una fuerte relación sobre todo con las variables máxima intensidad y duración de las crecidas (Figura 6C2).

En definitiva, los años relacionados con las variables que caracterizan a las grandes inundaciones, sobre todo de verano, de gran duración e intensidad (Duración, Hmax, FinicioInundación, TinicioInundación) coinciden con la mayor biomasa íctica registrada (1984-1985, 1966, 2010 y 2016).

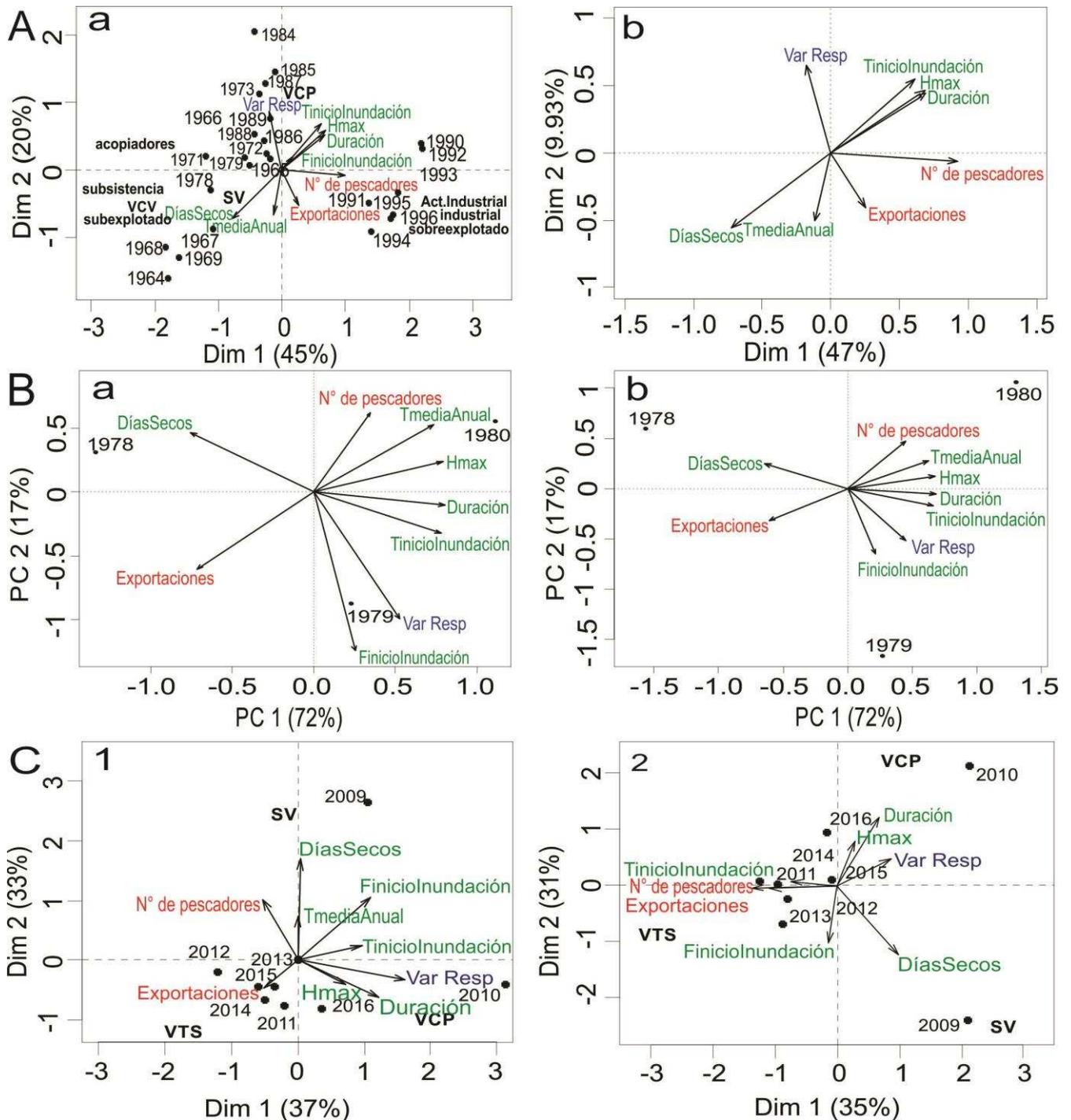


Figura 6. Variables hidroclimáticas (verde), antropogénicas (rojo) y biomasa *P. lineatus* (azul). A) MFA, serie INALI, (1964-1996); B) PCA, serie VIRASORO (1978-1980). En cada análisis: a) estructuración temporal de las variables; b) modelo global final, variables significativas y de mayor poder explicativo. C) MFA, serie LH (2009-2016): 1) individuos juveniles; 2) individuos pre-adultos y adultos.

7.3.3 Fluctuación temporal de la captura de *P. lineatus*.

En Figura 7 se han graficado los datos de captura de sábalo entre años y entre décadas de las diferentes series de datos en el pasado y presente. Tanto PPARG, como INALI y LH, mostraron diferencias significativas interanuales e interdecenales en las capturas de *P. lineatus* (Tabla 3). Si bien en las series restantes no se observaron cambios significativos, se denotan importantes fluctuaciones temporales (Figura 7). Respecto de la base PPARG, se registraron elevadas capturas en 1942-1943. Luego, estas decaen abruptamente en 1944. En 1964, un año seco, se verifican elevados registros, luego de la creciente óptima de verano de 1959. En líneas generales, se registran incrementos notorios en las capturas en la década de 1980, completamente húmeda. En

este sentido, las mayores capturas del set INALI se registraron en 1984, luego de la creciente extraordinaria de 1982-1983.

Respecto del período 2009-2016 (serie LH), se denota un significativo incremento de juveniles de *P. lineatus* en la planicie de inundación en 2010, indicando diferencias significativas entre los muestreos de dicho año respecto del resto (Tabla 3). Se identificó un nuevo incremento de juveniles, aunque en menor cantidad en 2016. Los individuos adultos y/o pre-adultos, fueron predominantes en el sistema a partir de 2012, con un significativo incremento en 2015. En coincidencia, los mayores volúmenes de sábalo fiscalizados en los principales puertos de la Provincia de Santa Fe (PPSF), se registraron en 2015 (Figura 7).

Tabla 3. Diferencias temporales entre capturas de *P. lineatus*. Grupo: a) PPARG; b) INALI; c) VIRASORO; d) PPSF; e) L H, e1: juveniles, e2: pre-adultos y/o adultos. En negrita diferencias significativas.

Variables		Df	Chi-squared	P	
Capturas de <i>P. lineatus</i>: test de Kruskal-Wallis					
Grupo a	Interdecenal	4	14,373	0,003**	
	Interanual	25	23,825	0,529	
Grupo b	Interdecenal	3	15,808	0,001**	
	Interanual	23	27,491	0,235	
Grupo c	Interanual	2	3,1596	0,206	
Grupo d	Interanual	4	3,5742	0,466	
Grupo e1	Interanual	7	16,366	0,001***	
	e2	7	3,9391	0,037*	
		p (gp a)	p (gp b)	p (gp e)	
		Interdecenal	Interdecenal	e1	e2
Comparaciones significativas entre pares: test de Wilcoxon					
(1930; 1960)		0,009**			
(1930; 1970)		0,029*			
(1960; 1970)		0,084*			
(1970; 1980)		0,022*			
(1980; 1990)		0,024*			
(2010; 2009)				0,0001***	
(2010; 2011)				0,0001***	
(2010; 2012)				0,0001***	
(2010; 2013)				0,0001***	
(2010; 2014)				0,0001***	
(2010; 2015)				0,0001***	
(2010; 2016)				0,001**	
(2015; 2009)				0,061*	
(2015; 2010)				0,079*	
(2015; 2011)				0,068*	

*0,05 ≤ p < 0,01; **0,01 ≤ p < 0,001; ***p ≤ 0,001

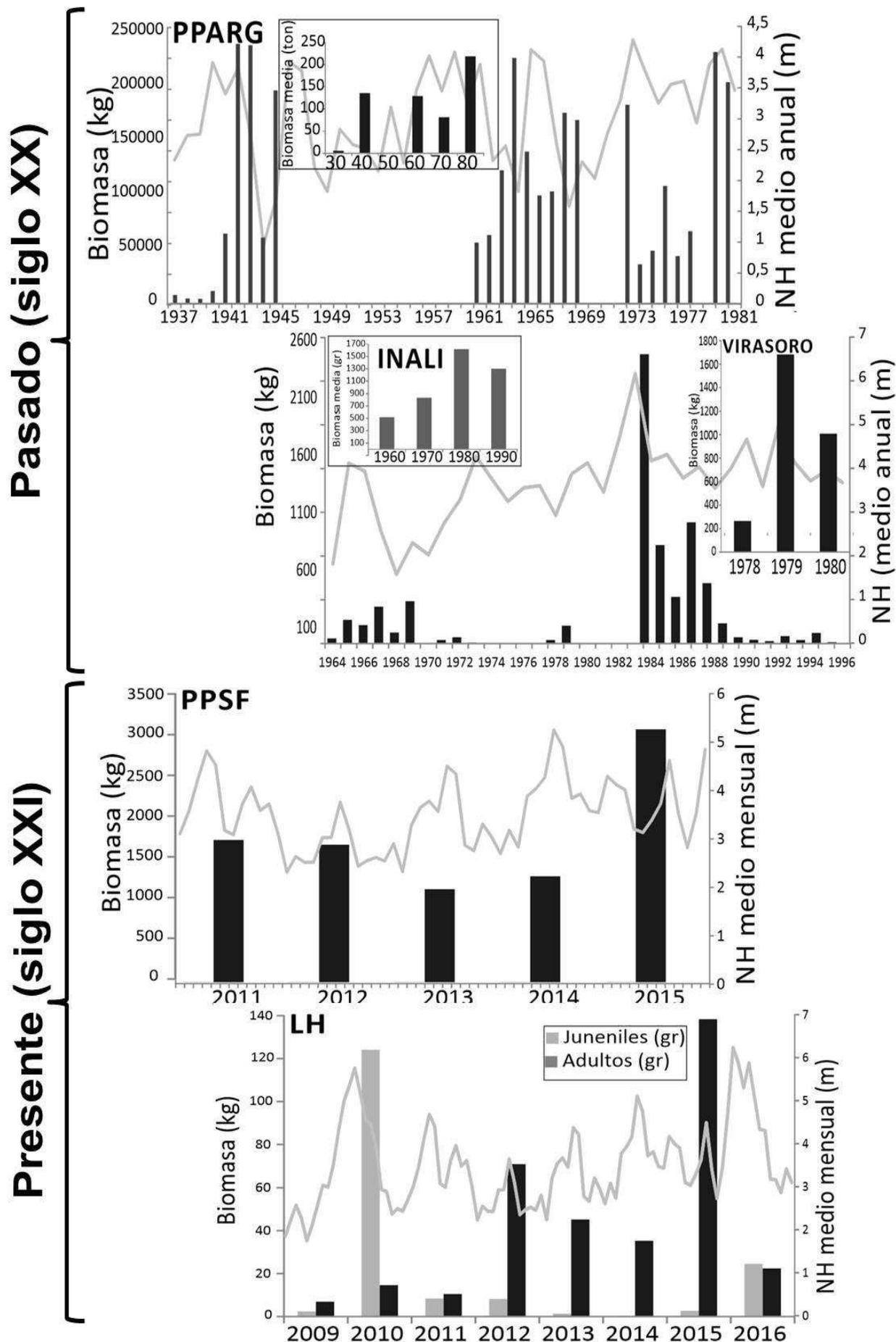


Figura 7. Fluctuación temporal (interanual, interdecenal) de las capturas de *Prochilodus lineatus* en el tramo medio del río Paraná. Datos anuales (sumatorias mensuales), decenales (media). Leyenda: Capturas comerciales PPARG (1937-1981; sumatoria kg); biomasa de base INALI (1964-1996; sumatoria kg); registros mensuales de base VIRASORO (1978-1980; sumatoria kg); capturas comerciales PPSF (2011-2015; sumatoria kg por mil); biomasa de la serie LH (2009-2016; sumatoria kg). La línea gris continua indica nivel hidrométrico (NH, m).

7.3.4 Capturas ícticas comerciales. Significación de las variables.

En Figura 8a, se presentan los resultados del modelo final del RDA con la base PPARG. Éste explicó significativamente el 47,5% de la varianza de las capturas comerciales del tramo medio. El eje 1 se correlacionó positivamente con la variable antrópica, y máxima intensidad de las crecidas, y negativamente con la fecha de ocurrencia de las inundaciones. Mientras que la temperatura media anual se correlacionó negativamente con el eje 2. Tanto *P. lineatus* como *M. obtusidens* se relacionaron positivamente con el Número de pescadores, mostrando además una fuerte relación con las máximas intensidades de las crecidas, al igual que *P. albicans*. Por otro lado, *Pseudoplatystoma sp.* y *L. pati* se relacionaron fuertemente con el inicio de las inundaciones. El dorado, *S. brasiliensis*, mostro una fuerte relación con la temperatura del agua.

En Figura 8b, el análisis de redundancia con la información de PPSF, indica que el conjunto de variables hidroclimáticas y antrópicas más significativas del modelo explican el 14,91% de la varianza de las capturas de peces comerciales. El eje 1 se correlacionó con las variables antrópicas y la máxima intensidad de las crecidas. La temperatura al inicio de las inundaciones se correlacionó con el eje 2. Las especies *H. aff. malabaricus*, *M. obtusidens*, *L. pati* y *Pimelodus sp.*, se relacionaron fuertemente con el número de pescadores. Por otro lado, la variable temperatura al inicio de las crecidas resultó clave sobre todo para *P. lineatus* y *Pseudoplatystoma sp.*

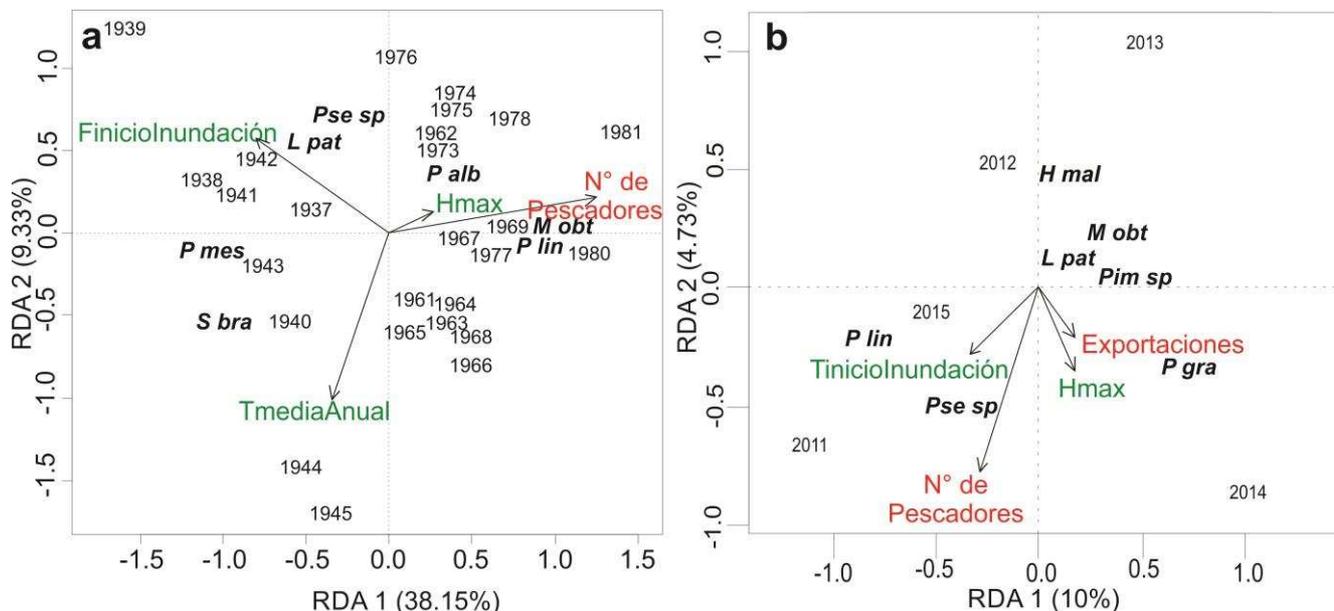


Figura 8. Análisis de redundancia (RDA) de las capturas ícticas comerciales del tramo medio del río Paraná. Modelo global final; variables significativas hidroclimáticas (verde), antrópicas (rojo). a) Serie PPARG; 1937-1981. b) Serie PPSF; 2011-2015.

Los resultados del análisis de partición de la varianza con la serie PPARG (Figura 9a), mostraron diferentes contribuciones del conjunto de variables hidroclimáticas y antrópicas a la varianza total de la ictiofauna comercial del sistema. Revelaron que la mayor proporción de variación entre las capturas comerciales se explica significativamente por la componente hidroclimática (fracción a; $p < 0,05$), y en menor medida por la antrópica (fracción c; $p < 0,05$). El porcentaje de explicación dado por la interacción (fracción b) entre ambos conjuntos de variables no resultó significativo. Contrariamente, los resultados de PPSF indican que el mayor porcentaje de varianza fue explicado por la componente antrópica (fracción c; Figura 9b). Los bajos porcentajes de explicación observados por cada grupo de variables, y elevados residuos, se debe a la disparidad existente entre la cantidad de datos (años con información biológica) y el número total de variables, por lo que se observa un menor poder explicativo de los conjuntos de variables sobre las capturas comerciales.

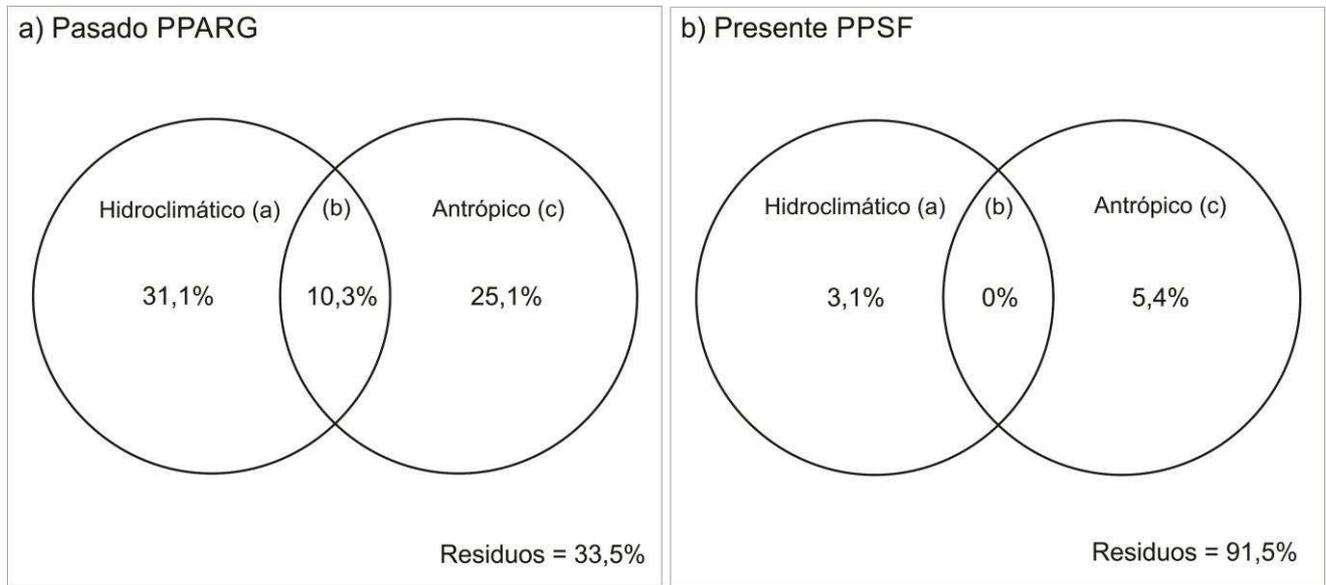


Figura 9. Resultados de la partición de la varianza (Diagrama de Venn). Contribuciones relativas (% de explicación; cada círculo; $R^2_{ajustado}$ por fracciones) de los conjuntos de datos, hidroclimáticos (a) y antropogénicos (c), así como la variación de las capturas comerciales explicada conjuntamente (interacción; b). a) Serie PPARG; 1937-1981). b) Serie PPSF; 2011-2015). El área del rectángulo representa la variación que no puede ser explicada por el conjunto de variables.

7.4 Discusión.

7.4.1 Conjunción de factores. Capturas ícticas comerciales.

Las pesquerías de sábalo de la baja cuenca del Plata en Argentina, datan de inicios del siglo XX. A partir de 1930 comienza a producirse su extracción con fines productivos a gran escala, tanto para la producción de aceite como de guano (usado como fertilizante), comercializado posteriormente como harina de pescado (usada como alimento balanceado; Espinach Ros y Sánchez, 2007; Baigún y col., 2013). Estas circunstancias, cambiantes, dan cuenta de parte de las fluctuaciones significativas en las capturas comerciales de esta especie a lo largo del tiempo.

Entre 1930-1940 las capturas de sábalo fluctuaron entre 15 y 20 mil toneladas anuales (media por décadas; Prol, 2008). Entre 1936 y 1943 el incremento en los volúmenes de producción de la pesca de agua dulce del río Paraná es constante. Esto se debería, en parte, a una mejora en la recopilación de los datos a partir de 1936 motorizada por el Ministerio de Agricultura y Ganadería de la Nación (Producción Pesquera de la República Argentina, 1950). Las elevadas capturas registradas en 1942-1943, resultaron coincidentes con años caracterizados por la ocurrencia de eventos de inundación de gran y mediana duración (de invierno-otoño respectivamente; grupo 4 y 2 de Cluster de Capítulo 4) posteriores a una crecida de verano (óptima en cuanto coincidencia con máximas temperaturas), y la salida de un período húmedo de principios de siglo. A su vez, las estadísticas oficiales señalan que hacia 1942 se produjo otra mejora en cuanto a la recopilación de las estadísticas pesqueras (mayor recurso humano –Prefectura General de Puertos- dedicado a la recolección de cifras reales por puertos, sitios de control, ferrocarriles). El incremento en los volúmenes de dichos años se corresponde al aumento de la pesca en el río Paraná, y sobre todo del sábalo (Actividades Pesqueras, 1944; Producción pesquera de la República Argentina, 1950). Pese a esto, las abruptas disminuciones en las capturas de sábalo registradas en 1944, contrastan con el ritmo de crecimiento previo (Producción Pesquera de la República Argentina, 1950). Estas disminuciones serían producto del período de desconexión más intenso y prolongado del río Paraná de los últimos 130 años (Capítulo 5).

En esta línea, las elevadas capturas de sábalo registradas a principios de la década de 1940 permiten pensar en el efecto positivo del período húmedo de principios de siglo sobre las pesquerías. Ello reafirmaría el rol predominante del conjunto de variables hidroclimáticas del escenario húmedo de esa época hasta 1941, con respecto a los efectos de la componente antrópica tal como se advierte en el análisis de Figura 8a. Obsérvese que, si bien durante las décadas de 1950 y 1960 (período seco) ocurrieron algunos eventos de inundación de mayor duración e intensidad que los registrados a principios de la década de 1940, los volúmenes capturados resultaron menores o semejantes (entre 5 y 10 mil toneladas anuales; Carrara, 1952; Prol, 2008), debido a un escenario con condiciones hidroclimáticas más secas.

Un notorio incremento de las capturas de sábalo se registró entre 1964-1965, años sin eventos de inundación, propios del período seco de mediados de siglo (1940-1970) pero posteriores a la inundación de verano de características óptimas de 1959, de gran intensidad y duración (>6 m de Hmax, Capítulo 4). Estos valores resultan coincidentes a su vez, con un incremento sustancial en la demanda de pescado producto de un incremento del consumo *per capita* de su carne (de 3,31 kg *per capita* durante 1963, a 4,33 en 1964, y 4,22 en 1965; Producción pesquera argentina, 1964 y 1965; Anexo II). Este escenario se produce en un contexto de elevados precios de la carne vacuna y restricciones impuestas para el consumo (vedas, VCV), que rigió en el país durante dichos años (Figura 4; Producción pesquera Argentina, 1964; Reca y Frogone, 1982). El conjunto de factores hidroclimáticos y antrópicos explicarían el incremento de las capturas en dicho período, ya que si bien se señala la importancia del incremento en el consumo *per capita* dado el efecto de veda a la carne vacuna, el sistema tenía con qué responder a dicha demanda dado condiciones sumamente favorables para la ictiofauna producidas por la crecida de 1959.

En los primeros años de la década de 1980 se registran elevadas capturas comerciales de *P. lineatus*. Entre 1982 y 1984, se abrieron nuevos mercados externos para la comercialización de *Prochilodus sp.*, primera experiencia de exportación de sábalo congelado para consumo humano hacia países de África y Medio Oriente, así como a Brasil y Japón, cuyos volúmenes corresponderían a un 80 % del total anual capturado (alrededor de 10.000 toneladas/año) en las subcuencas del río Paraná y de la Plata. Esto habría repercutido en incrementos paulatinos de sus capturas comerciales (Fuentes y Quirós, 1988; Prol, 2008). Esta experiencia se habría interrumpido debido a que algunas de las partidas contenían producto en mal estado (piezas no evisceradas), por lo que, posteriormente, se habría retornado a los valores anuales promedio en la captura (Prol, 2008). Por otro lado, los máximos volúmenes registrados en 1984, luego de la creciente extraordinaria de 1982-1983, así como los elevados registros de los primeros años de la década de 1980, permiten inferir una influencia positiva del período húmedo y de las crecientes óptimas sucedidas (1973, 1974, 1977, 1981, 1984) en el estado poblacional y reclutamiento de la especie reflejado en los incrementos mencionados significativos en las capturas. Ello resalta el rol central de las condiciones hidroclimáticas generadas en el sistema durante el período húmedo.

Hasta mediados de 1990, la especie habría sido sometida a un nivel de explotación entre bajo y moderado, producto de la pesca artesanal aún no industrializada (Fuentes y Quirós, 1988; Quirós y Cuch, 1989; Iwaszkiw, 2001). Baigún y col. (2013) identificaron un leve incremento en el estado de explotación previo al comienzo del siglo XXI, y una explotación de tipo intensiva a partir de 2000 (actividad exportadora). Esta última se generó principalmente por la disminución de la pesca marítima y la creciente demanda de pescado de río por parte de algunos países latinoamericanos (e.g. Bolivia, Brasil y sobre todo Colombia; Luchini, 2002). En

los noventa, con la ley de convertibilidad, se vieron favorecidas las exportaciones y los frigoríficos comenzaron a manejar volúmenes cada vez más altos de venta a mercados externos. Desde comienzos del siglo XXI las condiciones de mercado se volvieron favorables para las pesquerías de agua dulce, con lo cual las cifras se dispararon (Prol, 2008; Biagún y col., 2008; Ferrero y Arizpe Ramos, 2015) y se produjo el asentamiento progresivo de más frigoríficos.

Si bien en el periodo actual (2011-2015), las capturas comerciales de *P. lineatus* resultan semejantes a los valores medios registrados durante las primeras décadas del siglo pasado, se registra un período de máxima explotación intensiva entre 2003-2006 (Baigún y col., 2013), definido por Prol (2008) como de sobre-explotación, en el marco de una década básicamente seca, con ausencia de crecidas (de 2001 a 2009). Este hecho no se basa en información propia sino en datos de exportación para la cuenca (Figura 3). Entre 1994 y 2006 se pasó de 2.785 a 27.505 toneladas, con un máximo de 37.597 en 2004 (Iwaszkiw y Lacoste, 2011; SENASA). Entre 1994 y 2007 el 87,86 % de las exportaciones de agua dulce correspondían al sábalo, mientras que el porcentaje restante a especies como la boga, la tararira, el surubí, patí, dorado, entre otras (Iwaszkiw y Lacoste, 2011). Según los resultados obtenidos (Figura 8 y 9) y lo discutido hasta aquí, se evidencia cómo las capturas ícticas comerciales responden a una conjunción de factores hidroclimáticos-antrópicos. De acuerdo a ellos, el mayor porcentaje de variación de las capturas comerciales a lo largo del siglo XX está explicado por la componente hidroclimática, mientras que la antrópica cobra mayor relevancia en el período actual (2011-2015).

7.4.2 De la significación de las variables hidroclimáticas.

Los resultados indican que los efectos y relaciones de las variables hidroclimáticas sobre las capturas de *P. lineatus* analizadas a lo largo de los últimos casi 80 años (1935-2016), evidencian que las mayores abundancias obtenidas en la planicie en las diferentes bases de información disponibles, están asociadas fuertemente a las variables hidroclimáticas que caracterizan a las inundaciones, con incidencia creciente de las variables antrópicas en los últimos 20 años, con pico en la década de 2000. Principalmente la duración, niveles máximos y temperatura al inicio de las crecidas, son las variables hidroclimáticas claves, según los resultados presentados en Capítulos 5 y 6, ante las que responde la dinámica poblacional del ensamble comercial en el tramo medio.

Halls y Welcomme (2004) encontraron que en grandes sistemas fluviales con planicies de inundación, la producción íctica es máxima cuando el índice de descenso de las aguas era mínimo y cuando la duración de las inundaciones y superficie inundada durante la temporada de inundación eran máximos. En esta línea, y como ya se introdujo en el Capítulo 1, Quirós y Vidal (2000) postulan que las abundancias de las principales especies de interés comercial varían estacionalmente en relación a cambios de temperatura, esto es, con los meses del año si bien con diferencias por especies (patrones estacionales y climáticos). Las inundaciones poseen un efecto modulador en el reclutamiento, indicando ser claves y significativas a los requerimientos ecológicos y reproductivos de la especie (Gomes y Agostinho 1997; Fuentes y Espinach Ros, 1998; Suzuki y col., 2009; Abrial y col., 2014). De los análisis de las series no comerciales (INALI, VIRASORO, LH) se desprende que las variables antrópicas estudiadas no distorsionan la respuesta observada en las capturas ícticas en las diferentes escalas de tiempo, ya que dependen significativamente de las características hidroclimáticas de los distintos períodos, mientras que respecto del ensamble íctico comercial (análisis de partición de la varianza de los sets PPARG y PPSF), la componente antrópica incrementaría su incidencia por sobre la hidroclimática en el período

actual (PPSF, 2011-2015). Respecto de este particular, dado los términos absolutos obtenidos en cada caso respecto del porcentaje de variación explicado por la componente antrópica, sobre todo en el caso del set PPSF donde predomina el porcentaje de varianza no explicada (dada la extensión temporal de la serie, como se explicó en metodología), es importante resaltar que los resultados deben ser considerados con cautela, y los estudios en esta línea continuarse afinando la calidad y extensión temporal de los factores antrópicos considerados. Teniendo esto presente, se considera que los cambios registrados desde la década de los 1990 en cuanto al sistema de producción, número de pescadores, demanda y consumo *per capita*, volúmenes de exportación y medidas de regulación –como ser las vedas- (Del Barco, 2000; Espinach Ros y Sanchez, 2007; Prol, 2008), serían factores claves moduladores de la fluctuación temporal-espacial de las capturas comerciales en el presente, esto es han incrementado su importancia comparados con los factores hidroclimáticos, a diferencia de lo ocurrido a mediados de siglo, donde como se ha demostrado ocurrió lo contrario.

Como se demostró en los resultados presentados en Capítulos 5 y 6, en las diferentes escalas temporales involucradas se identificó una relación positiva entre los niveles y temperatura del agua asociados a las crecidas (máximos de verano), y la fluctuación interanual de las capturas de peces del río Paraná, así como negativa respecto de la cantidad de días secos, incidiendo éstas significativamente en las diferentes series de datos (comerciales y no). Un patrón muy similar fue descrito recientemente en un estudio a largo plazo de capturas ícticas en el río Danubio (Smederevac-Lalić y col., 2017). La mayor captura de juveniles de *P. lineatus* en la planicie, se registró posteriormente al pulso de inundación de 2009-2010 y, en menor medida, luego de la gran inundación de 2015-2016. Estas observaciones, junto a los resultados obtenidos en Capítulo 6, indican la ocurrencia de un nuevo reclutamiento exitoso relacionado a dichas características óptimas de las crecientes. Ambas ocurrieron en primavera-verano coincidiendo con el período reproductivo de la especie, duraron aproximadamente 6 meses en aguas altas y presentaron niveles máximos de más de 6 m (6,02 m en 2/2010 y 6,6 m en 1/2016, respectivamente). Patrones análogos fueron descritos para el tramo alto del río Paraná (Agostinho y col. 2004; Suzuki y col., 2004, 2009; Fernandes y col., 2009).

El hecho de que el número de juveniles colectados en 2010 sea significativamente mayor a los colectados en 2016, podría deberse a dos posibles causas relacionadas con las características de dichas inundaciones. Por un lado, la primera fue una crecida temprana, esto es comenzó a crecer en primavera (desde octubre de 2009 los niveles del agua comenzaron a incrementarse, superando los 4,5 m el 17/11/09), mientras que la segunda a fines de primavera, casi un mes después (desde noviembre de 2015 los niveles del agua comenzaron a incrementarse, superando los 4,5 m el 13/12/15). El desarrollo gonadal de las especies se haya estimulado por la elevación de la temperatura (y del fotoperíodo), mientras que el inicio del desove más relacionado con el inicio de las inundaciones (Vazzoler, 1996; Suzuki y col. 2004), siendo factores responsables del éxito reproductivo. Así, el comienzo del incremento de la temperatura coincidente con el incremento del nivel del agua en el primer caso habría sido favorable para el ensamble, mientras que en el segundo evento de inundación la crecida comienza en un contexto más cálido (mayores temperaturas casi de verano). Por otro lado, la pendiente de crecida de la primera fue más leve (Hmax en febrero), esto es menos abrupta que la de 2015-2016 (Hmax a mediados de enero). Al respecto, ascensos y descensos leves de las crecidas, más lentos, han sido asociados a un mayor aprovechamiento exitoso de los recursos de la planicie (Junk y col., 1989; King y col.,

2003), mientras que los asensos abruptos de los niveles hidrométricos podrían barrer huevos y larvas de la planicie (Welcomme y Halls, 2004).

Respecto de las elevadas capturas de ejemplares adultos de *P. lineatus* en 2015 (en ambos sets de datos LH y PPSF), ellas resultarían esperables ya que coinciden con los incrementos del nivel del agua registrados sobre final de ese año y que se continuaron con la gran crecida de 2016. Este evento se asoció con el fuerte fenómeno de El Niño 2015-2016 que afectó a la cuenca (ESRL, 2017). Por otro lado, considerando que los juveniles y pre-adultos de sábalo permanecen uno o dos años en los cuerpos de agua de la planicie hasta su salida nuevamente al cauce con la ocurrencia de una nueva creciente (Fuentes y Espinach Ros, 1998), es posible conjeturar que los abundantes ejemplares pre-adultos y adultos registrados en 2015 no hayan migrado, dado la ausencia de inundaciones coincidentes con las máximas temperaturas entre 2011-2015. Durante este período las crecidas fueron de baja intensidad, corta duración, y desfasadas en el tiempo respecto del período de mayor probabilidad de desove (con picos en abril, julio, agosto). Dado que su estrategia reproductiva según lo ya explicado está fuertemente controlada por la estacionalidad, la ausencia de crecidas de gran magnitud, duración y en coincidencia con las máximas temperaturas, habría frenado el inicio de las migraciones reproductivas, quedando los individuos confinados en los ambientes de la planicie.

Esta sincronización entre la fluctuación temporal de la biomasa íctica de las principales especies de importancia comercial y las variables hidroclimáticas claves mencionadas, remarca la importancia de preservar las condiciones y dinámica hidrológica natural del sistema con el fin de asegurar la sostenibilidad de las comunidades ícticas y el funcionamiento ecológico de la biota en el Paraná.

7.4.3 De la significación de la componente antrópica. Capturas comerciales.

El cambio en el sistema de producción comenzado en la cuenca entre fines de 1990 y década de 2000, se vio reflejado en la actividad pesquera y en la cantidad de pescadores (Figura 3). Se observa a lo largo del tiempo, siglo XX y principios del XXI, una correlación positiva entre las capturas ícticas comerciales del tramo medio y el número de pescadores, indicando que el incremento de las capturas responde ante una mayor cantidad de pescadores abocados a la tarea. Se ha señalado la incorporación de personas ajenas a la actividad y a la cultura tradicional del pescador con un incremento notorio desde la década de 1990 (Figura 3). En 1991, según datos del Censo Nacional, 2.615 personas en la provincia de Santa Fé se dedicaban a la pesca como actividad principal. Una década después estas cifras se habrían duplicado (aproximadamente 4000 personas dedicadas a esta actividad), lo cual se vinculó con la situación socio-económica del país: incremento de la desocupación, subocupación y precarización laboral (Del Barco, 2000; Iwaszkiw, 2001; Prol, 2008).

En 2004 los niveles establecidos para explotación fueron triplicados. Este período de incremento significativo de explotación del recurso (2003-2006), se dio en coincidencia con un escenario seco que caracterizó a la primera década del siglo XXI (Tabla 5 en Capítulo 4). La calificación de ese período se justifica en los siguientes hechos: se capturaron individuos de *P. lineatus* de 38 cm con lo cual, los cambios en la selectividad de las redes, reducción en las aberturas de malla empleadas para la captura de los ejemplares (Espinach Ros y Sánchez, 2007) y el incremento en el esfuerzo pesquero, repercutieron en una disminución de las tallas media (Baigún y col., 2008) y máxima de la especie (de 46-48 a 42 cm y de 64 a 58 cm respectivamente), así como en un notorio descenso en la proporción de grandes reproductores en el sistema (Oldani y col., 2005; Baigún y col., 2013). Ante los abruptos incrementos ya señalados en los volúmenes

capturados a partir de 1994, pero sobre todo entre 2003-2006, en el año 2007 la Subsecretaría de Pesca de la Nación Argentina estableció cupos a la exportación, promulgando la veda de pesca y prohibición de las exportaciones de *P. lineatus* del río Paraná proveniente de Entre Ríos y Santa Fe (Espinach Ros y Sánchez, 2007), a los fines de preservar el recurso y llevar a cabo un reordenamiento del sector pesquero de la región. Las medidas se justifican si se tiene en cuenta que la FAO ha señalado que si las pesquerías de agua dulce sufren grandes perturbaciones, la recuperación del recurso puede demandar entre 30 y 40 años.

Infiriendo escenarios posibles

Teniendo en cuenta los resultados presentados en Capítulos 5 y 6, sumados a los obtenidos en este capítulo, y de acuerdo con el planteo de Baigún y col. (2013) en relación a otro escenario climático, es posible inferir que de existir un control sobre las capturas comerciales y respetarse las cupos de pesca y exportación, y regulaciones establecidas, ante la existencia de condiciones hidroclimáticas favorables para las especies comerciales, su biomasa en la planicie aluvial del tramo medio debería verse favorecida aumentando la sustentabilidad de las pesquerías en el tiempo (Figura 10). Ahora bien, si por el contrario, ante escenarios donde no se respetasen las cuotas, se dejasen de lado regulaciones establecidas, o se flexibilizaran los períodos de veda pero con coincidencia de condiciones hidroclimáticas favorables para las especies comerciales, se podría suponer una notoria alteración de los stocks pero con posible recuperación, según la magnitud de la actividad pesquera. En el peor de los escenarios, si dicha falta de control y manejo de la actividad pesquera resultara coincidente con un nuevo período seco, como el de principios del siglo XXI, repitiéndose un escenario similar al de 2003-2006, las consecuencias para las poblaciones podrían ser sumamente desfavorables (Figura 10).

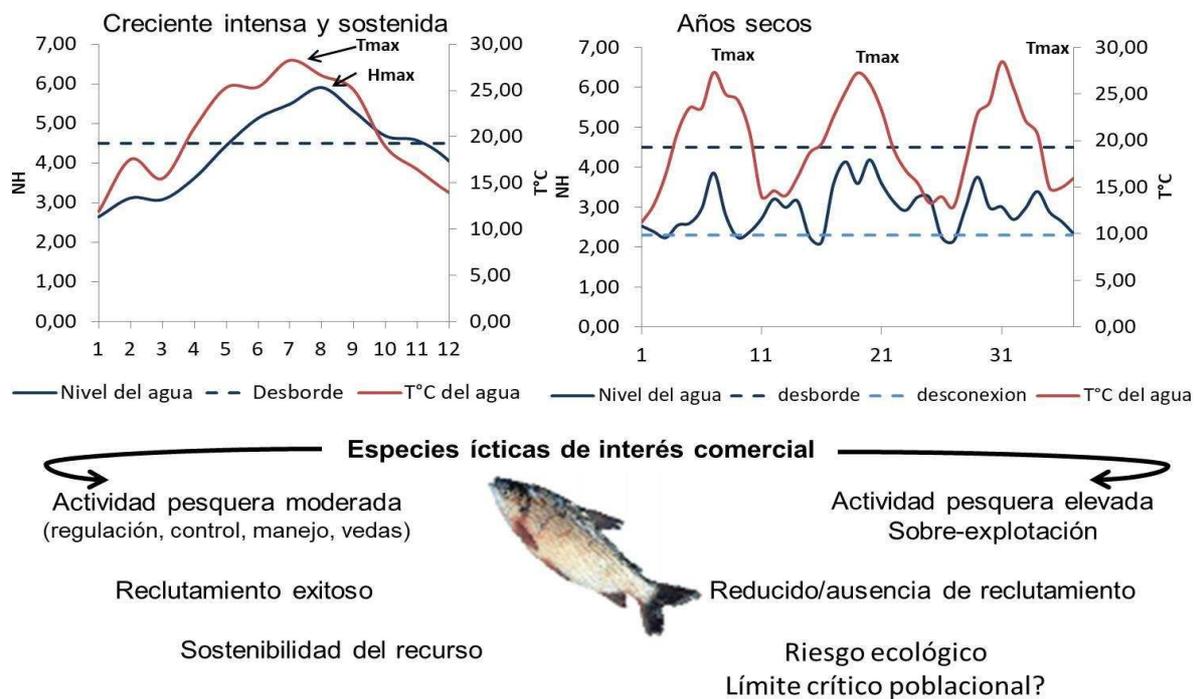


Figura 10. Esquema conceptual de las pesquerías del tramo medio y escenarios hidroclimáticos posibles futuros.

Se advierte, en definitiva, la necesidad de compatibilizar el monitoreo hidrológico continuo del comportamiento del río Paraná, los registros de pesca en puertos estratégicos y la implantación de eventuales períodos de veda y medidas de control, como parte ineludible de una política pesquera destinada a lograr la

sustentabilidad del recurso. La continuidad de estudios de la índole del desarrollado aquí, son importantes y valiosos para justificar con bases científicas esas políticas.

Por otro lado, como se mencionó previamente en el Capítulo 3, desde 1984 se interrumpe la elaboración de las estadísticas oficiales de producción pesquera continental a nivel país, por lo que se deja de contar con información oficial sobre volúmenes capturados por especies, puertos. Importa resaltar en este sentido como un primer indicio de cambio positivo relacionado con esta cuestión en la región, remarcando buenas prácticas a seguir, el esfuerzo realizado por el Ministerio de la Producción de la Provincia de Santa Fe, Subdirección General de Ecología, en cuanto comenzar a digitalizar y controlar las capturas comerciales por especie íctica, fiscalizados mensualmente por pescador y por puertos de desembarcos de la provincia (2011-2016). Así como también, sistematizar guías de pesca de pescadores empadronados a partir de 2011.

7.4.4 La incidencia de otros factores antrópicos.

Las perturbaciones y cambios que tuvieron lugar en la cuenca desde 1970, en especial los referidos a la construcción de mega-obras hidroeléctricas en el tramo alto del Paraná (Capítulo 1 y 2), sumados a cambios en la climatología de la cuenca (régimen de precipitación), habrían alterado las características de los pulsos de inundación (Menéndez y Berbery, 2005; Baigún y col., 2008). En lo que respecta al impacto de grandes represas sobre mega-ríos, el estudio de Winemiller y col. (2016) es uno de los más relevantes, ya que proponen una estrategia integrativa a nivel cuenca con el objetivo de equilibrar el potencial aprovechamiento hidroeléctrico con el de los recursos de una manera sostenible. Agostinho y col. (2008) y Barletta y col., (2010) plantean una serie de medidas de manejo y preservación de la ictiofauna y biota en general como respuesta a las numerosas presas construidas sobre el tramo superior del río Paraná y en particular en Yacyretá. En este sentido, Oldani y Baigún (2002) informaron sobre un marcado agotamiento de la pesca comercial aguas arriba de este embalse, debido a la reducción de los grandes peces migradores (como ser el dorado y surubí) que no pueden traspasar la presa (sus elevadores no han sido efectivos); Espinach Ros y Fuentes (2000), también detectaron un claro decrecimiento de las capturas.

Por otro lado, la calidad del agua (composición química) y grado de contaminación de los ambientes, son factores que pueden representar un alto riesgo para la biota acuática continental. En los últimos años importantes focos de contaminación en el sistema, se han registrado en términos de descargas de efluentes provenientes de actividades agrícolas desarrolladas a lo largo de la planicie (Ronco y col., 2016; Etchegoyen y col., 2017). El trabajo reciente de Etchegoyen y col. (2017), reveló que existen niveles significativos de agroquímicos/insecticidas (sobre todo endosulfán, clorpirifos y cipermetrina) en las aguas de los ríos Paraguay y Paraná y tributarios. En esta región, el cultivo intensivo de soja provoca que se viertan más de 1.500 millones de litros de agroquímicos por año en sus aguas. El tramo argentino de los ríos Paraguay-Paraná atraviesa regiones con actividades agrícolas extensivas e intensivas que se han incrementado en un 900% en las últimas dos décadas, asociadas con la introducción de cultivos transgénicos y siembra directa. Las concentraciones detectadas a lo largo de la planicie en las aguas de estos ríos y cauces menores, superan las pautas recomendadas para la protección de la biota acuática (Etchegoyen y col., 2017).

Estos últimos autores, reclaman a las autoridades la toma de medidas precautorias y un estado de alerta, señalando que no se trataría de un problema ambiental meramente local sino regional. Esta importante investigación pone de relieve, por un lado, los alcances del concepto, generalizado hasta el presente, acerca de la

excelente calidad química de las aguas de nuestros ríos y, por otro, la necesidad de estudios más profundos a mediano y largo plazo, sobre la base de monitoreos continuos. A su vez, se suman indicios recientes de acumulación de pesticidas, metales trazas, compuestos orgánicos (xenobióticos) y contaminantes emergentes (fármacos, PCP, nano-arg), presentes en la carne de pescado (Volpedo y col., 2017), los cuales pueden actuar como agentes estresantes, causando diferentes respuestas biológicas en las diferentes especies de importancia comercial en los ríos de la cuenca del Plata (Colombo y col., 2011; Avigliano y col., 2016). Ello puede alcanzar al hombre lo cual plantea la necesidad de atender esta problemática, con un cambio de enfoque ya a nivel de la cuenca.

En relación con esto último, dado que cada provincia puede legislar y regular el manejo, producción y capturas dentro de sus jurisdicciones, se crea un punto conflictivo, dado que si no hay acuerdo entre ellas de los períodos de veda y tallas mínima legales de prohibición de las capturas por especie, se vuelve muy complejo vislumbrar posibles soluciones respecto del manejo del recurso. Debido a este tipo de obstáculos es que, partiendo de considerar la ecología e historia de vida de las especies comerciales del sistema, mayoritariamente migradoras de larga distancia esta problemática de múltiples aristas y su abordaje, deben ser planteados a escala de cuenca y no restringirse a límites políticos y jurisdicciones.

Investigaciones de índole hidroecológica como la que se ha desarrollado aquí, contemplando la diversidad de variables involucradas, pueden contribuir a salvar esos inconvenientes. Está en juego el aprovechamiento responsable del recurso para asegurar la sostenibilidad de las poblaciones del ensamble íctico comercial y la biodiversidad del gran humedal del Paraná. Esto implica el cuidado de la integridad ecológica de la planicie, el mantener las rutas de desplazamiento y corredores biológicos de la ictiofauna, intentando no alterar la conectividad y extremando precauciones y medidas de mitigación ante la posible construcción de obras ingenieriles (como ser represas) u otras perturbaciones, posiblemente negativas a desarrollarse en el tramo medio del río Paraná.

Conclusiones generales. Recomendaciones.**8.1 Conclusiones generales.**

De la revisión bibliográfica realizada y descripta en el Capítulo 2, surgen los principales vacíos en el conocimiento en cuanto a la escasez de evidencias empíricas e incertidumbres no menores en relación a los impactos derivados de las variaciones de la temperatura debidos a los cambios globales del clima y sus efectos sobre la hidrología a largo plazo. Esas carencias se incrementan a la hora de abordar las consecuencias de ellos sobre la biología de la fauna íctica subtropical incorporando efectos de diversos factores de origen antropogénicos. Se observa la necesidad de incrementar la producción de información con foco, en nuestro caso, en las mayores pesquerías continentales de Argentina localizadas en el tramo medio del río Paraná, desde una mirada que contemple tanto la variabilidad hidroclimática como factores antrópicos posiblemente incidentes. Dentro de este marco es que se han formulado las hipótesis y objetivos de esta tesis.

La disponibilidad de diferentes bases de datos biológicos e hidroclimáticos desde 1935 hasta la actualidad, permitió estudiar la variabilidad de los regímenes hidrológicos y térmicos en el tramo medio del río Paraná y cómo los diversos escenarios derivados de los cambios en esos atributos, influenciaron sobre las capturas (Capítulo 5), estructura de talla y condición corporal (Capítulo 6) de peces de importancia comercial.

La sucesión de períodos húmedos y secos tuvieron duraciones en el orden de década/s y fueron consecuencia de las fluctuaciones climáticas ocurridas a lo largo de los últimos 120 años sobre la cuenca y afectaron la magnitud, duración y frecuencia de las crecientes. Está probado por numerosos estudios referidos en esta Tesis, que las particularidades de estas últimas fueron moduladas por la frecuencia e intensidad de los eventos de El Niño (ENOS) que se incrementaron entre 1970 y 2000, así como la temperatura en la región. Los fenómenos ENOS asociados a las más grandes crecientes registradas del río Paraná a lo largo de los 120 años citados, fueron los de 1905, 82-83, 92-93, 97-98. Varios autores, sostienen que las consecuencias sobre la cuenca de estos hechos hidroclimáticos, se acentuaron durante los últimos 50 años debido a los cambios en el uso del suelo y perturbaciones en la planicie (Capítulo 1 y 2; expansión de la frontera agrícola, remplazo de montes nativos, pérdida de una gran diversidad de cultivos, cambios en el modo de cultivo, construcción de numerosas represas –en el tramo alto-, terraplenes, puentes y canales).

En general (ver el gráfico de síntesis de Figura 1), los cambios a largo y corto plazo de variables diversas (capturas, estructura de talla, factor de condición) de las poblaciones ícticas, sobre todo de las migradoras de importancia comercial del tramo medio, indican influencias positivas de condiciones hidroclimáticas húmedas (a largo plazo, una década o más), diferenciables de efectos de un evento de inundación aislado (de los pulsos de inundación a corto plazo, un año). En este sentido, a comienzos de la década de 1940 se registraron elevadas capturas comerciales, las cuales serían producto de las condiciones hidroclimáticas favorables del período previo húmedo de comienzos de siglo (1905-1941), y específicamente de las condiciones generadas en la planicie producto de las crecidas óptimas ocurridas desde 1935 a 1941, sobre todo esta última de verano, de gran intensidad y duración.

Posteriormente, entre 1944-1945, se verificó una significativa disminución de las capturas, producto del período de la mayor bajante registrada en los últimos casi 120 años en el río Paraná, y por lo tanto de

desconexión con su planicie aluvial, tanto en duración como magnitud. Este escenario de niveles bajos extremos fue el período de mínima de aproximadamente tres décadas relativamente secas, entre mediados de 1940 y principios de la década de 1970, en donde se verificó una disminución notoria en las capturas. Tal situación reafirma el rol central que juegan las condiciones hidroclimáticas sobre las poblaciones ícticas.

El período 1970-2000, se caracterizó, según lo mencionado, por frecuentes eventos de inundación, de mayor duración y magnitud, con años de elevada conectividad entre los ambientes de la planicie y escasos períodos de estiaje. Las condiciones conjuntas, hidrológicas y térmicas, influenciaron favorablemente a las poblaciones ícticas, con incrementos notorios de la captura de juveniles y ejemplares adultos.

Con el siglo XXI, comenzó un escenario hidroclimático desfavorable que duró aproximadamente una década. Ello fue coincidente, entre 2003-2006, con capturas indiscriminadas en la cuenca del Paraná en territorio Argentino como consecuencia de factores internos y externos que favorecieron aumentos sustanciales de las exportaciones de pescado. Los resultados de esta Tesis junto con los de otros autores convergen en indicar una tendencia hacia una notoria mayor explotación del recurso (explotación intensiva) en esa década pese a los abundantes ejemplares capturados que serían producto del éxito reproductivo y la supervivencia de las poblaciones ícticas del período húmedo previo comentado, con condiciones ambientales favorables.

El pulso de inundación de 2010, de elevados niveles ($H_{max} > 6$ m) y duración (> 6 meses), coincidente con las máximas temperaturas (FinicioInundación: noviembre; Fecha H_{max} : febrero), produjo en el sistema nuevamente condiciones hidroclimáticas óptimas para las poblaciones ícticas, repercutiendo favorablemente sobre sus diversos atributos (incremento significativo de juveniles, elevadas capturas, buenas condiciones corporales de los diferentes grupos tróficos). El éxito reproductivo de las especies, verificado en el reclutamiento posterior a ese evento y la supervivencia en el tiempo y desarrollo exitoso de esa cohorte, fue asegurado por la ocurrencia de aguas medias y pulsos de flujo durante los años siguientes. Ello permite suponer la existencia de una planicie bien interconectada ofreciendo suficientes y diversos sitios de refugio, crecimiento y alimentación.

Luego del evento de 2010, se sucedieron crecidas (2011, 2013 y 2014) desfasadas con respecto a las máximas temperaturas, de menor magnitud y duración, hasta culminar en el gran evento de 2015-2016, producto de un nuevo evento de El Niño (ENOS) y características óptimas para la ictiofauna. Si este escenario hidrológico actual implica el inicio de un nuevo período húmedo en el sistema, constituye una cuestión sobre la cual no existen aún resultados concluyentes (Capítulo 4).

Se han verificado cambios significativos en las abundancias, tallas y frecuencia de aparición, de las especies ícticas de importancia comercial a lo largo del período estudiado. Ha existido un recambio en la composición del ensamble comercial, esto es, de las especies más frecuentes y abundantes. En efecto, tanto el pacú como el dorado, fueron reemplazados en la actualidad por la tararira y el armado; el sábalo tuvo un claro predominio en la composición del ensamble comercial. Por otro lado, cabe destacar que diversos autores han observado (Capítulo 5), cambios en las distribuciones geoespaciales de varias de ellas (como el dorado y el surubí), cuyos grandes ejemplares reproductores solo se encuentran con frecuencia en el sector norte del tramo medio y alto del Paraná. Sucede lo mismo con el pacú y manguruyú, que solo aparecen en el tramo alto, aguas arriba de la confluencia con el Paraguay y ya no son comunes en la planicie del tramo medio como solían serlo en el siglo XX. En definitiva, ha sido posible comprobar que en los casi 80 años analizados se ha modificado la

estructura íctica del sistema y composición del ensamble comercial del tramo medio, debido a una conjunción de factores antrópicos-hidroclimáticos con niveles de incidencia cambiantes a lo largo del tiempo.

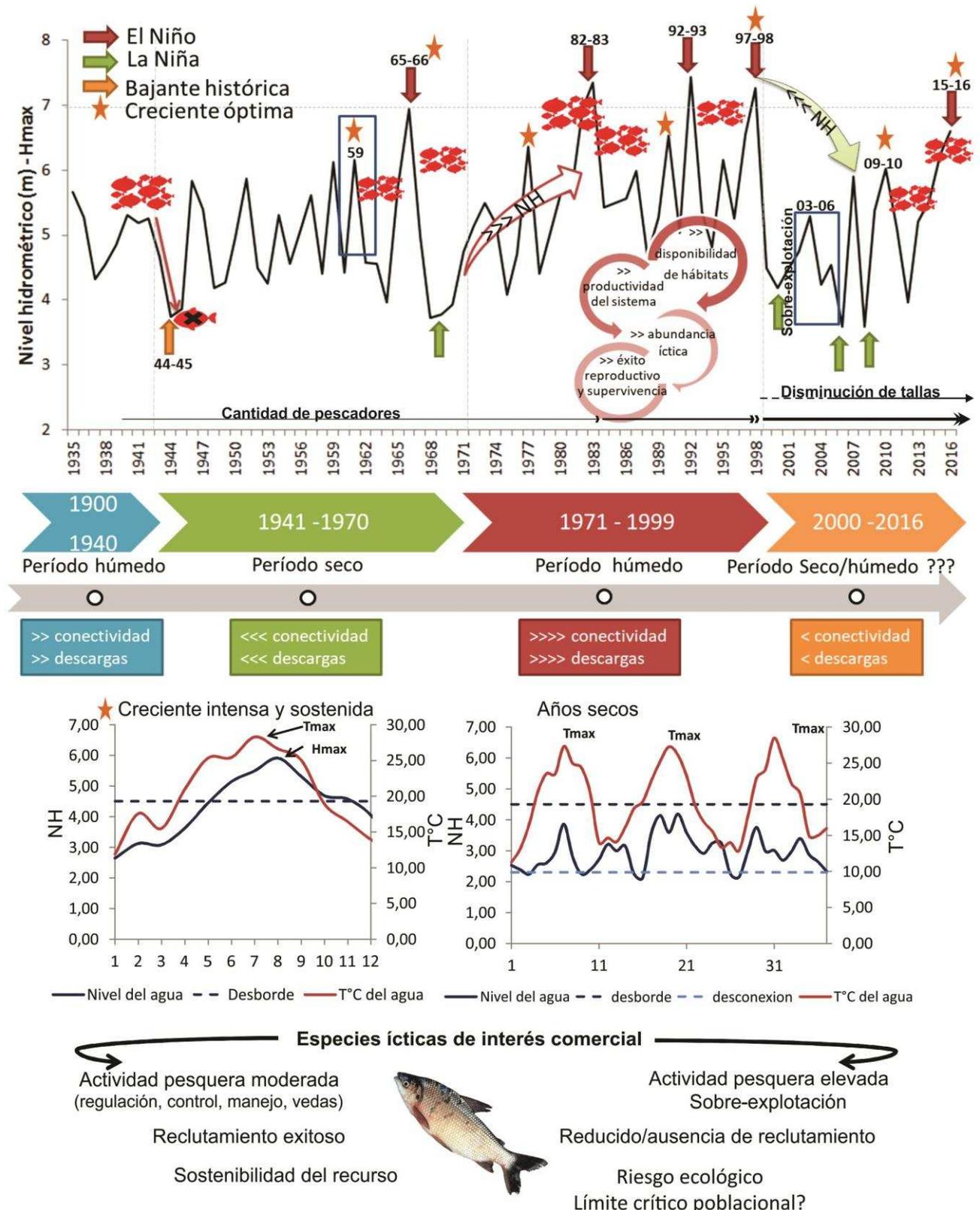


Figura 1. Esquema sintético de los resultados referidos a las capturas de la ictiofauna de importancia comercial del tramo medio (1935-2016): Variabilidad anual del nivel hidrométrico máximo (Hmax). Influencia de las condiciones hidroclimáticas sobre las capturas. Probabilidad de influencia antrópica (períodos enmarcados en rectángulos azules son los teóricos analizados abajo por separado). Peces rojos representan resultados de abundancias obtenidos de las diferentes series de datos. Estrella naranja: ejemplo de creciente óptima. Flecha negra de diferente grosor: incremento del número de pescadores (el grosor de la raya indica la magnitud del crecimiento). Flecha negra discontinua-continua: disminución de la talla de ciertas especies de importancia comercial (ejemplo: sábalo).

En síntesis, respecto a la incidencia de condiciones hidroclimáticas particulares sobre las especies de importancia comercial, los resultados indican un incremento notorio de las capturas y de las abundancias de juveniles, luego de grandes eventos de inundación (como los del 41, 59, 66, 77, 82-83 y 09-10), señalando relaciones positivas con la intensidad y duración de las crecidas. En este sentido se destaca la influencia de la duración y la magnitud de las crecidas como factores claves en la estructuración del ensamble íctico comercial en grandes sistemas fluviales subtropicales cuando coinciden con las temperaturas máximas, esto es, son cruciales y principalmente beneficiosas las inundaciones de verano. Estas crecientes óptimas (Duración >80 días, Hmax >6 m, FechaHmax: febrero-marzo), presentaron una frecuencia media de 4-6 años a lo largo de los casi 120 años estudiados, incrementándose la ocurrencia durante períodos húmedos (3 o más por década) y disminuyendo durante los secos (solo 1 óptima por década), en íntima relación con las fluctuaciones del clima registradas a nivel de la cuenca. Se demostró que el ensamble comercial del tramo medio presenta, en promedio, un retardo (lag) de 2 años de respuesta, de las capturas ícticas respecto de una creciente de características óptimas, como la de 2009-2010.

Se evidenció (Capítulo 7), que las fluctuaciones de las capturas ícticas comerciales (1935-1983, 2011-2015) responden no solo a factores hidroclimáticos sino también antrópicos, en este último caso vinculados con variables relacionadas con la actividad pesquera. De acuerdo a ello, la componente antrópica incrementaría su incidencia por sobre la hidroclimática en el período actual (2011-2015). En este marco, se considera que este aporte es un primer intento de análisis cuantitativo, de manera integrada y comparativa del efecto a lo largo del tiempo de las componentes antrópicas e hidroclimáticas sobre las capturas comerciales. Más aún, los restantes análisis cuantitativos realizados y discutidos en el capítulo 7 considerando períodos de vedas, cambios en el número de pesadores, la cantidad de habitantes total del país, el sistema de producción, el consumo per cápita, los volúmenes de exportación, etc. (Figura 3, 5 y 8 de Capítulo 7), arrojaron resultados alineados con los derivados del procedimiento de partición de la varianza.

Los resultados obtenidos en esta Tesis verifican la hipótesis general que guió esta investigación. Las fluctuaciones climáticas ocurridas a nivel regional a lo largo del siglo pasado (Capítulo 1), repercutieron principalmente sobre los niveles del agua del tramo medio del río Paraná y en menor medida sobre las temperaturas. La frecuencia e intensidad de las inundaciones fluctuaron significativamente a lo largo del período estudiado generando condiciones secas y húmedas (Capítulo 4), con la particularidad que en uno y otro caso, son las crecientes de verano, de gran intensidad y duración, las que repercuten significativa y positivamente sobre la reproducción, supervivencia y reclutamiento de las especies, resultando claves para la fauna íctica ya que, generan condiciones sumamente favorables en la planicie, sobre todo durante los períodos húmedos. A su vez, se logró significar la influencia de la componente hidroclimática sobre la ictiofauna comparada con efectos de factores antrópicos a lo largo del tiempo, indicándose el incremento de la incidencia de esta última en el período actual. Según lo presentado se considera que se ha cumplido con los tres primeros objetivos específicos planteados en esta Tesis. El cuarto, se trata a continuación (punto 8.2).

8.2 Escenarios climáticos futuros. Efectos probables sobre la ictiofauna.

Posibles escenarios climáticos futuros en la cuenca del Plata.

El Informe Especial del IPCC sobre escenarios de emisiones (IEEE, 2000) postula cuatro escenarios diferentes de desarrollo, crecimiento poblacional y cambios tecnológicos en función de los que se analizan los diferentes modelos climáticos. La línea argumental A2 describe un mundo muy heterogéneo con crecimiento poblacional fuerte, desarrollo económico lento y cambio tecnológico lento. Mientras que B2 describe un planeta con población intermedia y crecimiento económico intermedio, más orientado a soluciones locales para lograr la sostenibilidad económica, social y medioambiental.

Los escenarios climáticos futuros propuestos para la cuenca del Plata a partir de la aplicación de diferentes modelos climáticos globales (MCGs), involucran diversas posibilidades en cuanto a temperaturas, precipitaciones y caudales, en algunos casos contradictorias entre sí (la síntesis de las características de los modelos mencionados, se presenta en Tabla 1). Cavalcanti y col. (2006) y Barros (2013), indican un marcado calentamiento a lo largo del siglo XXI e incremento de la precipitación. El aumento de la evaporación a causa de las temperaturas más elevadas, puede provocar una reducción porcentual de los caudales (Barros y col., 2006, 2015). El modelo del Hadley Centre (Tabla 1), uno de los que mejor simula el clima de la cuenca, en cuanto que presenta errores sistemáticos más pequeños que los otros MCGs analizados (Calvacanti y col., 2006), proyecta incrementos de temperatura de aproximadamente 3°C hacia la mitad del siglo XXI y de 5°C a fines del mismo. Para la cuenca en su conjunto, un calentamiento de 2°C provocaría una disminución del 21% de la descarga media (Barros, 2006; Saurral y col., 2006). El modelo PRECIS (Tabla 1), predice incrementos moderados de las precipitaciones (Barros, 2013) a lo largo del siglo, mientras que otros modelos dan tendencias inclusive de signo opuesto. La IPCC (2007) plantea cambios en la precipitación anual de la cuenca pequeños, menores al 10% (no mayores a 100 mm anuales en promedio) en toda la región hacia 2080/2099.

En el Paraná, considerando un calentamiento de 2°C, Saurral y col. (2006), plantean un retorno a niveles de agua registrados en períodos previos a 1970 (básicamente seco). Esto implicaría un 7% de reducción de caudales para un calentamiento moderado que podría llegar hasta un 25% ante escenarios más cálidos (modelo VIC, Tabla 1; Barros, 2013). Ante un aumento de 5°C, la reducción de los caudales en la cuenca sería del orden del 50% (Saurral y col., 2006). Sin embargo, disminuciones observadas de los flujos en largos períodos de tiempo, provocaron que la intensificación de la evapotranspiración puede ser más que compensada por incrementos de las precipitaciones (Antico y col., 2014).

Si por el contrario se aceptan las predicciones del modelo PRECIS (Tabla 1) en cuanto a que incrementos de las lluvias no son totalmente compensadas por aumentos de temperatura y, suponiendo que no se sucedan cambios drásticos en los amortiguadores naturales de las inundaciones (como ser, en el uso del suelo, obras de drenaje, Barros y col., 2015), esa herramienta proyecta un aumento en la frecuencia y duración de las crecientes en la baja cuenca de los ríos Paraná y Uruguay (gran incertidumbre; Camilloni y col., 2013). Los caudales aumentarían en el Paraná entre 2026-2035 en un 25% (escenario B2) y un 57-70% hacia fines de siglo; el número de eventos de inundación sería casi cuatro veces los casos del período 1990-2000 (Camilloni y col., 2013).

Tabla 1. Principales predicciones climáticas a futuro en función de modelos por escenarios/teorías.

<i>Modelo</i>	<i>Institución</i>	<i>Esc</i>	<i>Principales predicciones del modelo</i>	<i>Incertidumbre</i>	<i>Autores</i>
20 MCGs	IS92A (IPCC)		Incrementos de T°C global (2,3°C), P (5,2%), E (5,2%) y escorrentía (7,3%) hacia 2050.	Baja	Wetherald y Manabe, 2002 IPCC, 2007
HADCM3	Hadley Centre for Climate Prediction and Research (Reino Unido)	A2	Incrementos en P, T°C. Incremento de E. Reducción porcentual de los caudales, de la descarga media.	Baja	Cavalcanti y col., 2006 Barros y col., 2006 Saurral y col., 2006
		B2	Incremento (aunque menor) de P, T°C. Disminución de descargas medias.	Baja	
VIC	Variable Infiltration Capacity		Varios grados de calentamiento (> a 3°C, hasta 5°C); incremento de E; Cambios en P moderados Reducción porcentual de C	Media	Barros, 2006, 2013 Saurral y col., 2006 IPCC, 2001, 2007
PRECIS	Providing Regional Climate for Impact Studies		Entre importantes y moderados incrementos de P Calentamiento moderado Reducción % de C posible a fin de siglo	Media	Barros, 2013
		A2	70 % de incremento de P del 2091-2100		
		B2	25% de aumento de P del 2026-2035		
CLARIS-LPB y PRECIS	Rosby Centre RCM		Incremento en frecuencia de I de gran duración a lo largo del siglo, con intensificación de I extremas y frecuentes hacia fines de siglo.	Alta	Camilloni y col., 2013 Saurral y col., 2013
Teoría			Nuevo mínimo de la actividad solar; descenso progresivo de la T°C; Enfriamiento. Disminución de C.		De Jager y Duhau, 2010 Duhau, 2011 Shepherd y col., 2014

*P=precipitación; T°C=temperatura; E=evapotranspiración; C=caudales; I=inundaciones.

El ensamble íctico ante los escenarios climáticos futuros.

Considerando los escenarios climáticos futuros posibles de producirse en la cuenca (Barros, 2006; Barros y col., 2006; Cavalcanti y col., 2006; Saurral y Barros, 2010; Barros, 2013; Camilloni y col., 2013; Barros y col., 2015), en conjunto con los resultados obtenidos en este estudio respecto de la incidencia a largo plazo de las componentes hidroclimática y antrópica sobre diversos atributos de la ictiofauna de importancia comercial del sistema (mayoritariamente especies migradoras de larga distancia), serían esperables diferentes respuestas. Cabe resaltar que estas últimas dependerán, a su vez, del grado y tipo de producción y manejo que se haga del recurso íctico, que se podrían llegar a estimar considerando gráficos como el presentado en Capítulo 7 (Figura 3). A continuación se detallan algunas de esas posibles respuestas de la ictiofauna ordenadas según el grado de probabilidad de ocurrencia (desde el menor al mayor grado de incertidumbre) del escenario climático futuro. Nótese que de acuerdo a la confiabilidad de los modelos climáticos analizados, el eventualmente más favorable para la fauna íctica del tramo medio del río Paraná, se encuentra en tercer lugar de acuerdo a su nivel de confianza.

- I. Con una elevación importante de las temperaturas en la cuenca y, en consecuencia, de la tasa de evapotranspiración, predominarían períodos secos y podrían verse reducidos los caudales (con disminuciones sustanciales de conectividad). Ante este panorama, se perderían ambientes ribereños en la planicie, áreas de reproducción, cría, refugio y alimentación claves para las especies, esto es, las condiciones hidroclimáticas y del paisaje se tornarían desfavorables para el ensamble. Así sería esperable

reducciones en las capturas ícticas, incremento de mortandades ante períodos prolongados de desconexión, así como disminución del éxito reproductivo de las especies, al menos de las grandes migradoras, observándose condiciones similares a las descritas durante el período seco del siglo XX (1941-1970). Por otro lado, debe considerarse que las especies del ensamble comercial, estarían partiendo de condiciones poblacionales más desfavorables (en cuanto menores tallas, disminución de abundancia de grandes reproductores, cambios espaciales de las presencias/abundancias por especies), en comparación con las características presentadas hacia la primera mitad del siglo XX. Además, si se considera que algunas especies pueden estar actualmente viviendo en su óptimo de temperatura, su incremento pronunciado y en varios grados podría ser desfavorable puesto que podría alterarse su fisiología y por lo tanto sus tácticas reproductivas en el tiempo, sus ciclos de vida en relación con los ritmos climáticos, afectando negativamente a las poblaciones.

Podrían ocurrir también que ante un aumento no tan drástico de la temperatura los caudales se mantuvieran o presentaran un incremento moderado, lo cual repercutiría favorablemente sobre las comunidades ícticas, viéndose favorecida la producción pesquera al acelerarse el ritmo de desarrollo/crecimiento de los peces.

II. Si, por el contrario, se plantea un escenario de posible enfriamiento, los caudales podrían verse disminuidos debido a las bajas precipitaciones, disminuyendo la frecuencia de las inundaciones. Ante este panorama, gran parte de las especies ícticas del corredor fluvial Paraná-Paraguay, que poseen un linaje brasílico o tropical y con muchas de ellas en el límite más austral de sus distribuciones en la región, se verían afectadas negativamente. Ello podría originar cambios en las distribuciones geo-espaciales y en sus rutas migratorias. En definitiva, se vería afectada la capacidad de adaptación a las nuevas condiciones, con posibles alteraciones en la fisiología de las especies, y por lo tanto en sus tácticas reproductivas relacionadas con los ritmos climáticos. La perturbación se extendería, en consecuencia a las redes tróficas e interacciones.

III. Si contrariamente se incrementan las precipitaciones, y por lo tanto los caudales, la frecuencia y duración de las inundaciones (consecuentes aumentos de: conectividad; cantidad de días húmedos; disponibilidad de hábitats; áreas de refugio, cría y alimentación), se originaría un período húmedo prolongado en la cuenca. De mantenerse las características de las crecientes cercanas a los valores óptimos establecidos en esta investigación, este escenario repercutiría positivamente sobre la ictiofauna, incrementando las tasas de reclutamiento y crecimiento, viéndose favorecido el éxito reproductivo de muchas de las especies, sobre todo las migradoras (periódicas).

IV. Ante incrementos significativos en frecuencia y duración de las inundaciones, al menos durante ciertos períodos el efecto podría ser negativo (si bien aumentarían notablemente la conectividad, los días húmedos, la disponibilidad de hábitats, las áreas de refugio, cría y alimentación, al mismo tiempo es posible una descomposición marcada de materia orgánica con disminuciones acentuadas del pH y del oxígeno disuelto en ambientes leníticos, al menos durante cortos períodos). Las grandes masas de materia orgánica en descomposición en la planicie podrían afectar negativamente la supervivencia (por casos de anoxia) de las especies, sobre todo de larvas y juveniles. Algunas especies podrían ver modificadas sus

tácticas reproductivas con el correr del tiempo, ante cambios en las condiciones climáticas locales/regionales, esto es, inundaciones pronunciadas, prolongadas y frecuentes.

8.3 Recomendaciones.

Recomendaciones en relación con diferentes tópicos analizados y discutidos en esta tesis

1. Es fundamental que nuestro país vuelva a contar con estadísticas referidas a la pesca de agua dulce con, mínimamente, el grado de sistematicidad y detalle que alguna vez tuvo (serie PPARG utilizada en esta Tesis). Aprovechando los nuevos recursos tecnológicos de recopilación, almacenamiento y difusión de la información, se vuelve necesario el desarrollo de sistemas en tal sentido, públicos y asequibles, con datos referidos a la actividad pesquera continental del país, sobre todo respecto a la proveniente de los grandes ríos de la cuenca del Plata. Resulta fundamental contar con información actualizada, confiable y de calidad que cuantifique y analice en períodos regulares de tiempo cambios en diversas cuestiones relacionadas con la pesca, tanto respecto del estado poblacional de las especies comerciales (abundancias, tallas, ubicación geoespacial, stocks, estados sanitarios), como de cuestiones claves que hacen a la actividad pesquera misma (esfuerzo pesquero, arte de pesca; población vinculada con la pesca de subsistencia, comercialización y ecoturismo; volúmenes de exportación y para producción; consumo *per capita* de carne de pescado –distinguiendo el de agua dulce del marino). La pesca, oficio ancestral, de larga tradición en nuestra región, repercute directa/indirectamente sobre la ictiofauna (y, de hecho, sobre la biodiversidad) del sistema, por lo cual, toda información sobre esta actividad (e inversiones a realizar para obtenerla), se vuelve clave para lograr la sostenibilidad del recurso en el tiempo.
2. Dada la estrategia reproductiva de la mayoría de las especies comerciales y atendiendo los problemas presentados de explotación y usos del recurso a lo largo del tiempo, se torna necesario un cambio de perspectiva de gestión armonizando normas respecto de regulaciones a la exportación, vedas y artes de pesca, desde un enfoque sistémico. Esa necesidad se acentúa si se tienen en debida consideración los indicios de contaminación recientes registrados (sobre todo contaminantes bioacumulados e indicios de microplásticos -en tractos digestivos- en diversas especies comerciales, entre ellas el sábalo). Se trata de establecer planes a largo plazo de evaluación y manejo del estado biológico y pesquero de la ictiofauna comercial a nivel de cuenca del Paraná, modificando la lógica actual de trabajo sectorizado, por tramos, o jurisdicciones provinciales. Se requiere un avance decisivo en la unificación de criterios, medidas y esfuerzos a nivel de la cuenca, sea a través de una ley, comisión administradora o ente regulador, con la misión de controlar el uso y explotación del recurso pesquero, protegerlo y monitorearlo (actividad, ésta, esencial), a fin de asegurar su manejo responsable y sostenible. Simultáneamente y atendiendo los resultados de esta Tesis, es recomendable llevar adelante monitoreos específicos referidos a la evolución hidroclimática de la cuenca, que permitan ir analizando patrones y variaciones, y realizando pronósticos acerca de los escenarios hidroclimáticos inmediatos y mediatos esperables, que servirán de insumos claves complementarios con los biológicos para fijar alertas tempranas conducentes al establecimiento de políticas pesqueras, en cuanto a vedas y cuotas de exportación, basadas en información sólida de análisis con bases científicos. Para ello es necesario generar vínculos a través de convenios, mesas de trabajo, etc. con organismos técnicos-científicos especializados nacionales (INA, SRH y facultades especializadas de

la región, UNR, UNL, entre otras), provinciales y locales, así como con entes gubernamentales (Ministerios de Ambiente, de Producción, de Pesca, de Acuicultura; Direcciones provinciales de Hidráulica), así como diversos grupos científicos de instituciones del país (CONICET) que estudien tanto cuestiones vinculadas con la pesca, la hidrología y el clima de la cuenca, de manera interdisciplinaria.

3. En lo referente a los posibles escenarios climáticos futuros previstos para la cuenca, se advierten las variaciones (contrapuestas en algunos casos), en cuanto a las tendencias resultantes, así como el grado de incertidumbre no menor implícito en todos los modelos utilizados. Ello se debería, en parte, a la ausencia o escasez de datos en ciertas regiones y a una gran disparidad en cuanto a su cantidad/calidad dependiendo de los países y sectores considerados por los modelos. Asimismo, existen deficiencias en cuanto al grado de variación interanual que presentan muchas series y su limitada extensión temporal. Todas estas carencias conducen a un uso prudente de esta información en cuanto a la confiabilidad de las inferencias sobre tendencias observables a largo plazo y efectos esperables/posibles sobre las comunidades biológicas. Ello no significa no tenerlas en cuenta por parte de los tomadores de decisiones y planificadores, a la hora del diseño de previsiones futuras, en este caso para la sostenibilidad del recurso íctico. En el marco de las limitaciones apuntadas, existe un rango de confiabilidad de los modelos que constituye un auxilio valioso para seleccionar el escenario hidroclimático futuro más probable con el cual trabajar.
4. La implementación de modelos predictivos que consideren cambios en los usos del suelo (en el paisaje) en el presente y pasado en la cuenca, serían recomendables para la generación de predicciones hidrológicas, dado que estos cambios afectarían notablemente los patrones de escurrimiento. Dado que existen diversos modelos hidrológicos o sistemas de modelización que permiten estimar estados futuros de un fenómeno hidrológico, fundamentales para el funcionamiento eficaz de la infraestructura hídrica y para la atenuación de desastres naturales (eventos de inundación y sequía) resulta importante para la gestión del recurso hídrico considerar dichas modificaciones del paisaje, sobre todo en la planicie a la hora de generar los modelos predictivos.
5. Si bien no ha sido tratado en esta Tesis (específicamente en el Capítulo 7), es pertinente mencionar aquí al denominado “*Inventario y Pre factibilidad del Aprovechamiento Hidroeléctrico Sustentable de un Río de Llanura*”, cuyos estudios, a ese nivel, ya están culminados y en proceso de evaluación final y recepción provisoria a octubre de 2016, por el Ministerio de Energía y Minería de la Nación (www.energia.gob.ar/contenidos/verpagina.php?idpagina=3755). Se trata de la construcción prevista de una mega obra para generación de energía hidroeléctrica en el tramo medio a la altura de las ciudades de Reconquista (Santa Fe) y Goya (Corrientes). La presa, en el cauce principal, estaría integrada a la “*Interconexión Vial Reconquista (Santa Fe) - Goya (Corrientes) Argentina*”, con proyecto ejecutivo ya finalizado desde 2008 y que implica una reducción de 10 veces del ancho de la llanura de inundación de 40 km a esa altura del tramo medio, debido a los terraplenados previstos construir (Del Carril, 2008). Cabe destacar que los estudios de impacto de estas obras aún no han sido dados a conocer, una cuestión central en ríos de llanura teniendo en cuenta la tendencia a sobreestimar los beneficios económicos en cuanto a energía y transporte y subestimar los efectos de largo alcance sobre la biodiversidad y las pesquerías, de crítica importancia. Si bien la concepción de la presa y embalse no prevén el cierre total

del cauce e inundación sustancial de la planicie, aún existen numerosos vacíos de conocimiento respecto de las rutas migratorias de las especies ícticas y posibles alteraciones en sus respuestas ante el establecimiento de este tipo de obras. Ese desconocimiento ha determinado las recomendaciones de organismos internacionales respecto de no represar grandes ríos de llanura, dado el valor y complejidad de los ecosistemas que sustentan. En este sentido merece especial atención el avance de la canalización de ríos y/o humedales y las alteraciones consecuentes del paisaje que a largo plazo pueden provocar pérdida de hábitats en la planicie, repercutiendo directamente en la calidad de los ambientes y en la dinámica ecológica de la ictiofauna (i.e. en el uso de sus zonas de reproducción, desove, desarrollo, refugio, y alimentación).

6. Considerando que en nuestro país existe un problema serio de desnutrición infantil (Ortiz-Andrellucchi y col., 2006), sería recomendable implementar políticas públicas que promuevan la producción y el consumo interno de carne de pescado de agua dulce dados los importantes beneficios y aportes nutricionales que posee. Tales deben contemplar la mayor disponibilidad y acceso por regiones y, en función de ello, adecuadas medidas de distribución. En regiones como la del litoral argentino, en particular, donde se posee la mayor abundancia y diversidad de ictiofauna, la pesca artesanal es una actividad local cotidiana que ofrece diariamente a sus pobladores pescado fresco y a precios por kilo notoriamente más bajos que las carnes rojas. Su consumo debería promocionarse y, por lo tanto, regularse aún más la actividad, tanto en producción como en el estado sanitario de las poblaciones. Se trata de promover una dieta basada en un recurso de la región, rico en proteínas, sano, diverso y accesible a todos los sectores de la población, en especial a los más carenciados.
7. Por último, se tiene el pleno convencimiento que este tipo de estudios no deberían quedar solo a nivel de una Tesis de doctorado, sino que, deben tener una continuidad en cuanto a profundización y complementariedad ya a un nivel multidisciplinario. Dada la importancia de lo que está en juego, ampliamente discutido en esta Tesis, es necesario promocionar por parte del MYNCIT, investigaciones interdisciplinarias a diversas escalas espaciales y temporales, que permitan aunar el valioso conocimiento generado por diversos grupos –en buena medida aislados, como este y existentes en otros institutos y universidades- a lo largo de más de 50 años en la región y el país, que permitan avanzar en el diseño e implementación efectiva de políticas a corto y largo plazo con bases científicas sólidas sobre esta temática.

BIBLIOGRAFIA

- [1] E Abrial, AP Rabuffetti, LA Espínola, ML Amsler, MCM Blettler, AR Paira (2014) Influence of hydrological changes on the fish community in two lotic environments of the Middle Paraná Floodplain, Argentina. *Aquat Ecol* 48: 337-349.
- [2] F Abujanra, AA Agostinho, NS Hahn (2009) Effects of the flood regime on the body condition of fish of different trophic guilds in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Braz J Bio* 69 (2): 469-479.
- [3] AA Agostinho, HF Jr Júlio, MJr Petreire (1994) Itaipu reservoir (Brazil): impacts of the impoundment on the fish fauna and fisheries. En: *Rehabilitation of freshwater fisheries* (Ed: IG Cowx) Blackwell p. 171-184.
- [4] AA Agostinho, LC Gomes, S Verissimo, EK Okada (2004) Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Rev Fish Biol Fisher* 14:11-19.
- [5] AA Agostinho, LC Gomes, FM Pelicice (2007) Ecology and management of fisheries resources in reservoirs of Brazil. EDUEM, Maringá.
- [6] AA Agostinho, FM Pelicice, LC Gomes (2008) Dams and the fish fauna of the neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Braz J Biol* 68: 1119-1132.
- [7] JS Albert, RE Reis (2011) Introduction to Neotropical freshwaters. University of California.
- [8] RA Alford, KS Bradfield, SJ Richards (2007) Global warming and amphibian losses. *Nature* 447: E3-E4.
- [9] JD Allan, AS Flecker (1993) Biodiversity conservation in running waters. *BioScience* 43:32-43.
- [10] A Almirón, J Casciotta, L Ciotek, P Giorgis (2015) Guía de los peces del Parque Nacional Pre-Delta. Buenos Aires. Editorial Administración de Parques Nacionales (APN).
- [11] JC Alonso, RM Gómez, E Galarza, D Armenteras (2009) Las huellas de la degradación ambiental. En: *Perspectivas del Medio Ambiente en la Amazonia. GEO AMAZONIA. OTCA, PNUMA. Panamá*, p. 196-218.
- [12] ML Amsler, C Ramonell, H Toniolo (2005) Morphologic changes in the Paraná River channel (Argentina) in the light of the climate variability during the 20th century. *Geomorphology* 70: 257-278.
- [13] ANA (2002) The evolution of water resources management in Brazil, Agencia Nacional de Aguas (ANA).
- [14] RJ Anderson, N Dos Santos, HF Díaz (1993) An analysis of flooding in the Paraná/Paraguay Basin. LATEN Dissemination Note N°5. The World Bank. Latin America and the Caribbean Region TD. USA.
- [15] RO Anderson, RM Neumann (1996) Length, weight, and associated structural indices. En: *Fisheries Techniques* (Eds: BR Murphy, D Willis) American Fisheries Society p. 447-482.
- [16] MJ Anderson (2001) Permutation tests for univariate or multivariate analysis of variance and regression. *Can J Fish Aquat Sci* 58: 626-639.
- [17] MJ Anderson (2004) A program for generalised discriminant analysis or canonical correlation analysis on the basis of any distance measure. University of Auckland.
- [18] PL Antico, GJ Berri (1999) Variability of the intensity and latitudinal position of the subtropical jet stream over South America and its relationship with the sea surface temperatures of the equatorial Pacific Ocean. Preprints de la Eighth Conference on Climate Variations. American Meteorological Society, Denver CO, 122-125.
- [19] PL Antico, GJ Berri (2004) La corriente en chorro subtropical media mensual en América del Sur. FCEN, UBA, CONICET. 29: 37-45.
- [20] A Antico, G Schlotthauer, ME Torres (2014) Analysis of hydroclimatic variability and trends using a novel empirical mode decomposition: Application to the Paraná River Basin. *J Geophys Res-Atmos* 119
- [21] A Antico, ME Torres, HF Diaz (2015) Contributions of different time scales to extreme Paraná floods. *Clim Dyn* 46: 3785-3792.
- [22] G Aparicio (2011) Los peces del Paraná. En: *Río Paraná* (Ed: M Iriondo) Bolsa de comercio de Santa Fe. ISBN 978-987-21099-4-3.
- [23] AE Aquino (1997) Las especies de Hypoptopomatinae (Pisces, Siluriformes, Loricariidae) en la Argentina. *Revista de Ictiología* 5(1-2): 5-21.
- [24] Atlas de la actividad económica de la República Argentina (1983) Volumen I: los recursos. Centro editorial de América Latina. Argentina.
- [25] E Avigliano, C Lozano, RR Plá, AV Volpedo (2016) Toxic element determination in fish from Paraná River Delta (Argentina) by neutron activation analysis: Tissue distribution and accumulation and health risk assessment by direct consumption. *J Food Comp Anal* 54: 27-36.
- [26] RM Baca (2001) The influence of ecological and anthropogenic factor son patterns in the fish communities of the Albemarle-Pamlico basin. American Fisheries Society Annual Meeting, Phoenix.
- [27] CRM Baigún, SB Sverlij, HL López (2003) Recursos pesqueros y pesquerías del Río de la Plata interior y medio (Margen argentina). Informes de la División Zoología Vertebrados, Universidad Nacional de la Plata.

- [28] CRM Baigún, A Puig, PG Minotti, P Kandus, R Quintana, R Vicari, R Bo, NO Oldani, JA Nestler (2008) Resource use in the Parana River Delta (Argentina): moving away from an ecohydrological approach? *Ecohydrology Hydrobiology* 5(2-4): 245-252
- [29] CRM Baigún, N Oldani, P Van Damme (2010) Represas hidroeléctricas en América Latina y su impacto sobre la ictiofauna: Lecciones aprendidas. Capítulo 16, pp 397-416. En: Los peces de la amazonía boliviana: Habitats, potencialidades y amenazas (Edt: P Van Damme, F Carvajal, J Molina) Editorial INIA, Cochabamba, Bolivia 600 pp.
- [30] CRM Baigún (2013) Manual para la gestión ambiental de la pesca artesanal y las buenas prácticas pesqueras en la cuenca del río Paraná, Argentina. Fundación Humedales/Wetlands International. Argentina.
- [31] CRM Baigún, P Minotti, N Oldani (2013) Assessment of sábalo (*Prochilodus lineatus*) fisheries in the lower Paraná River basin (Argentina) based on hydrological, biological, and fishery indicators. *Neotrop Ichthyol* 11(1): 199-210.
- [32] D Bailly, A Agostinho, HI Suzuki (2008) Influence of the flood regime on the reproduction of fish species with different reproductive strategies in the Cuiabá river, upper Pantanal, Brazil. *River Res Appl* 24: 1218-1229.
- [33] Banco Mundial (1996) Flood Protection Project. Report N° 15354-AR
- [34] M Barletta, AJ Jaureguizar, C Baigún, NF Fontura, AA Agostinho, VMF Almeida-Val, AL Val, RA Torres, LF Jimenes-Segura, T Giarrizzo, NN Fabré, VS Batista, C Lasso, DC Taphorn, MF Costa, PT Chaves, JP Vieira, MFM Correa (2010) Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *J Fish Biol* 76: 2118-2176
- [35] V Barros, ME Castañeda, M Doyle (2000) Southern Hemisphere paleo and neo-climates. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- [36] V Barros, L Chamorro, G Coronel, J Baez (2004) The major discharge events in the Paraguay River: magnitudes, source regions and climate forcings. *J Hydrom* 5: 1161-1170.
- [37] V Barros, A Menéndez, G Nagy (2005) El cambio climático en el río de la Plata. AIACC LA 26 y AIACC LA 32. PNUMA. Fondo Mundial para el Medio Ambiente (GEF).
- [38] V Barros (2006) El cambio climático y la gestión de los recursos hídricos en la Cuenca del Plata. *REGA* 2(3): 95-106
- [39] V Barros, R Clarke, PS Dias (2006) El cambio climático en la Cuenca del Plata. Instituto Interamericano para el Cambio Global (IAI); CIMA-CONICET Argentina. p. 232.
- [40] V Barros (2013) Escenarios hidrológicos de caudales medios del río Paraná y Uruguay. Medio ambiente y desarrollo. CEPAL. ISSN 1564-4189. Serie 154.
- [41] V Barros, J Boninsegna, I Camilloni, M Chidiak, G Magrin, M Rusticucci (2015) Climate change in Argentina: trends, projections, impacts and adaptation. *Clim Chang* 6: 151-169.
- [42] R Barthem, H Guerra, M Valderrama (1995) Diagnóstico de los recursos hidrobiológicos de la Amazonia. Lima, Perú. Tratado de Cooperación Amazónica, Secretaría Pro-Témpore. p. 162.
- [43] JA Bechara, S Sánchez, JP Roux, JC Terraes, CF Quintana (1999) Las variaciones en el factor de condición relativo de la ictiofauna del río Paraná aguas abajo de Yacyretá, Argentina. *Rev ictiol* 7: 75-89.
- [44] J Bell, M Taylor, M Amos, N Andrew (2016) Climate change and Pacific Island food systems. CCAFS and CTA. Copenhagen, Holanda. p. 39.
- [45] E Benedito-Cecilio, AL Pereira, H Baleroni, ACEA Faria (2005) Effects of habitat on physiological indicators in *Leporinus friderici* (Pisces, Anostomidae) in the influence area of the Corumbá Reservoir, Goiás, Brazil. *Acta Limnol Bras* 17(1): 71-79.
- [46] ST Bennemann, ML Orsi, OA Shibatta (1996) Atividade alimentar de espécies de peixes do rio Tibagi, relacionada com o desenvolvimento de gordura e das gônadas. *Rev Bras Zool* 13(2): 501-512.
- [47] L Benzaquén, DE Blanco, RF Bó, P Kandus, G Lingua, RD Quintana, P Minotti (2013) Introducción. Los humedales y sus beneficios. En: Inventario de los humedales del Corredor Fluvial Paraná-Paraguay. Sistema de paisajes de humedales del Corredor Fluvial Paraná-Paraguay. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Buenos Aires, p. 376.
- [48] RA Berner, JM VandenBrooks, PD Ward (2007) Oxygen and Evolution. *Science* 316: 557-558.
- [49] GS Berri, MA Ghietto, NO García (2002) The influence of ENSO in the flows of the Upper Paraná River of South America over the past 100 years. *J Hydrom* 3: 57-65.
- [50] RF Bo, AI Malvárez (1999) Las inundaciones y la biodiversidad en humedales. Un análisis del efecto de eventos extremos sobre la fauna silvestre. En: Tópicos sobre Humedales subtropicales y templados de Sudamérica. (Ed: A Malvárez). Unesco. Mab. p. 224.
- [51] C Boisvenue, SW Running (2006) Impacts of climate change on natural forest productivity – evidence since the middle of the 20th century. *Glob Change Biol* 12: 862-882.
- [52] N Bond, J Thomson, P Reich, J Stein (2011) Using species distribution models to infer potential climate change-induced range shifts of freshwater fish in south-eastern Australia. *Mar Freshwater Res* 62: 1043-1061.

- [53] AA Bonetto (1963) Investigaciones sobre migraciones de peces en los ríos de la cuenca del Plata. *Ciencia e Investigación* 19: 12-27.
- [54] AA Bonetto, C Pignalberi (1964) New contributions on fish migration in Argentinian rivers flowing through the Mesopotamia region. Reportes del INALI, Santa Fe. 1: 1-14.
- [55] AA Bonetto, EC Drago (1968) Consideraciones faunísticas en torno a la delimitación de los tramos superiores el río Paraná. *Physis* 27: 437-444.
- [56] AA Bonetto, E Cordiviola de Yuan, C Pignalberi, O Oliveros (1969) Ciclos hidrológicos del río Paraná y las poblaciones de peces contenidas en las cuencas temporarias de su valle de inundación. *Physis* 29(78): 213-223.
- [57] AA Bonetto, E Cordiviola de Yuan, O Oliveros (1971) Informaciones complementarias sobre migraciones de peces en la Cuenca del Plata. *Physis*. 30(81): 505-520.
- [58] AA Bonetto (1986) Fish of the Paraná system. En: *The Ecology of River Systems*. (Eds: BR Davies, KF Walker) Monographiae Biologicae N°60. Publishers Dordrecht p. 573–588.
- [59] DJ Booth, N Bond, P Macreadie (2011) Detecting range shifts among Australian fishes in response to climate change. *Mar Freshwater Res* 62: 1027–1042.
- [60] D Borcard, G Fraçois, P Legendre (2011) Numerical Ecology with R (Eds: R Gentleman, K Hornik, GG Parmigiano). UseR! Springer. p. 319.
- [61] SH Bowen (1987) Composition and nutritional value of detritus. En: *Detritus and microbial ecology in aquaculture* (Eds: DJW Moriarty, RSV Pullin). Manila: International Center for living aquatic resources management. p. 192-216.
- [62] BW Brook, NS Sodhi, CJA Bradshaw (2008) Synergies among extinction drivers under global change. *Trends Ecol Evol* 23: 453-460.
- [63] A Bush, AJ Hoskins (2017) Does dispersal capacity matter for freshwater biodiversity under climate change? *Freshwater Biol* 62: 382-396.
- [64] JR Bray, JT Curtis (1957) An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27: 325–349.
- [65] M Bruton (1995) Have fishes had their chips? The dilemma of threatened fishes. *Enviro Biol Fis* 43: 1-27
- [66] MB Cabrera, S Bogan, P Posadas, GM Somoza, JI Montoya-Burgos, YP Cardoso (2017) Risk associated with introduction of poeciliids for control of mosquito larvae: first record of the non-native *Gambusia holbrooki* in Argentina. *J Fish Biol* 91: 704-710.
- [67] Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA) (2010) El mosaico de América del Norte: panorama de los problemas ambientales más relevantes. Cec.org
- [68] P Cacik, C Paoli (2000) Determining design hidrologic parameters. En: *The Paraná River in its middle reach. Contribution to science and engineering practices in a large lowland river* (Eds: C Paoli, M Schreider) Centro de Publicaciones, UNL p. 11–43.
- [69] I Camilloni, VR Barros (2000) The Paraná River Response to El Niño 1982–83 and 1997–98 Events. *J Hydrom* 1: 412-430.
- [70] I Camilloni, RI Saurral, NB Montroull (2013) Hydrological projections of fluvial floods in the Uruguay and Paraná basins under different climate change scenarios. *Int J River Basin Manage* 6:389–399.
- [71] J Cappato, A Yanosky (2009) Uso sostenible de peces en la Cuenca del Plata. Evaluacion Subregional del Estado d Amenaza, Argentina y Paraguay. UICN. Fundacion proteger, Guyra Paraguay.
- [72] I Carrara (1952) La industria del aceite y harina de pescado en la Argentina. Editorial UBA p. 119.
- [73] LM Carvalho, C Jones, B Leibmann (2004) The South Atlantic Convergence Zone: Intensity, form, persistence and relationships with intraseasonal to interannual activity and extreme rainfall. *J climate*. 17: 88-108.
- [74] I Cavalcanti, I Camilloni, T Ambrizzi (2006) Capítulo XIII. Escenarios climáticos regionales. En: *El cambio climático en la Cuenca del Plata*. Buenos Aires. CIMA p. 175-190.
- [75] CEPAL (2015) El cambio climático y sus efectos en la biodiversidad en América Latina (Ed: EU Botero). Naciones Unidas. Euroclima. Unión Europea. p. 86.
- [76] IC Chen, HJ Shioub, S Benedick, JD Hollowayd, VK Cheye, HS Barlow, JK Hilla, CD Thomas (2009) Elevation increases in moth assemblages over 42 years on a tropical mountain. *PNAS* 106: 1479-1483.
- [77] M Clavero, E García-Berthou (2006) Homogenization dynamics and introduction routes of invasive freshwater fish in the Iberian Peninsula. *Ecol Appl* 16: 2313-2324.
- [78] JC Colombo, N Cappelletti, M Williamson, MC Migoya, E Speranza, J Sericano, DCG Muir (2011) Risk ranking of multiple-POPs in detritivorous fish from the Río de la Plata. *Chemosphere* 83(6): 882-889.
- [79] Comité Intergubernamental Coordinador de los Países de la Cuenca del Plata (CIC) (2017) <http://proyectoscic.org/lacuencadelplata/hidrografia> 12/08/2017
- [80] L Comte, L Buisson, M Daufresne, G Grenouillet (2013) Climate-induce changes in the distribution of freshwater fish: observed and predicted trends. *Freshwater Biol* 58: 625-639.

- [81] RS Cone (1989) The need to reconsider the use of condition indices in fishery science. *Trans Am Fish Soc* 118: 510-514.
- [82] E Cordiviola de Yuan (1971) Crecimiento de Peces del Paraná Medio. I. “Sábalo” (*Prochilodus platensis* Holmberg). (Pisces, Tetragonopteridae). *Physis* 30(81): 483-504.
- [83] E Cordiviola de Yuan (1980) Campaña limnológica “Keratella I” en el Río Paraná Medio: 45 Taxocenosis de peces de ambientes leníticos. *Ecología* 4: 103-113.
- [84] E Cordiviola, D Demonte, M Campana, A Trógolo, A Espinach Ros (2007) Estimación de edades y crecimiento. En: Proyecto Evaluación del Recurso Sábalo en el Paraná (Eds: A Espinach Ros, RP Sánchez) *Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos* p. 26-29.
- [85] MA Crawford, M Bloom, CL Broadhurst, WF Schmidt, SC Cunnane, C Galli, K Gehbremeskel, F Linseisen, J Lloyd-Smith, J Parkington (1999) Evidence for unique function of docosahexaenoic acid during the evolution of the modern human brain. *Lipids* 34: S39-S47.
- [86] HQP Crick, C Dudley, DE Glue, DL Thomson (1997) UK birds are laying eggs earlier. *Nature* 388: 526.
- [87] LG Crozier, JA Hutchings (2014) Plastic and evolutionary responses to climate change in fish. *Evol Appl* 7(1): 68-87.
- [88] M Daufresne, MC Roger, H Capra, N Lamouroux (2003) Long-term changes within the invertebrate and fish communities of the Upper Rhône River: effects of climatic factors. *Glob Change Biol* 10: 124-140.
- [89] M Daufresne, P Boët (2007) Climate change impacts on structure and diversity of fish communities in rivers. *Glob Change Biol* 13: 2467-2478.
- [90] M Daufresne (2008) Impacts of climatic and non-climatic pressures on fish communities in large French rivers. *Hydroécol Appl* 16: 109-134.
- [91] M Daufresne, J Veslot, H Capra, G Carrel, A Poirel, JM Olivier, N Lamouroux (2015) Fish community dynamics (1985–2010) in multiple reaches of a large river subjected to flow restoration and other environmental changes. *Freshwater Biol* 60(6): 1176-1191.
- [92] SS De Silva, D Soto (2009) El cambio y la acuicultura: repercusiones potenciales, adaptación y mitigación. En: *Consecuencias del cambio climático para la pesca y la acuicultura: visión de conjunto del estado actual de los conocimientos científicos* (Eds: K Cochrane, C De Young, D Soto, T Bahri) FAO p. 169-236.
- [93] C De Jager, S Duhau (2010) The variable solar dynamo and the forecast of solar activity. Influence in terrestrial surface temperature. En: *Global Warming of the 21st century* (Ed.: J Cossia), *NOVA Science Publishers*
- [94] LA Deegan, HM Kennedy, C Neill (1984) Natural factors and human modifications contributing to marsh loss in Louisiana’s Mississippi river deltaic plain. *Environm Manag* 6: 519-527.
- [95] D Del Barco (2000) Informe sobre la Situación actual de la actividad pesquera en la provincia de Santa Fe. Seminario Internacional de Pesca Continental. Facultad de Ciencias Veterinarias, UNL. Consejo Federal de Inversiones. Gobierno de Santa Fe. p. 13.
- [96] D Del Barco, JC Rozzatti, R Civetti, B Fandiño (2015) Monitoreo de desembarcos de la pesquería artesanal de *Prochilodus lineatus* (sábalo) período 2009-2014. Dirección General de Manejo Sustentable de los Recursos Pesqueros. Gobierno de Santa Fe.
- [97] T Del Carril T (2008) Interconexión Vial Reconquista (Santa Fe) - Goya (Corrientes) Argentina. *Anales Acad. Nac. de Ing. Buenos Aires*, Tomo IV: pp. 459 – 470.
- [98] CL Delgado, WN Rosegrant, S Meijer, M Ahmed (2003) Fish to 2020. Supply and demand in changing global market. Washington, D.C. *International Food Policy Research Institute*. p. 226.
- [99] EC Drago, M Vassallo (1980) Campaña limnológica “Keratella I” en el río Paraná medio: Características físicas y químicas del río y ambientes asociados. *Ecología* 4: 45-54.
- [100] EC Drago (1984) Estudios limnológicos en una sección transversal del tramo medio del Río Paraná. VI: Temperatura del agua. *Rev Asoc Cien Nat Litor* 15: 79-92.
- [101] EC Drago, ML Amsler (1988) Suspended Sediment at a Cross Section of the Middle Paraná River: Concentration, Granulometry and Influence of the Main Tributaries. Sediment Budgets (381–396). Proc. of the Porto Alegre Symposium, IAHS Publ. N° 174.
- [102] EC Drago, LE de Drago, OB Oliveros, AR Paira (2003) Aquatics habitats, fish and assemblages of the Middle Paraná River. *Amazoniana* 17 (3/4): 291-340.
- [103] EC Drago (2007) The Physical Dynamics of the River - Lake Floodplain System. En: *The Middle Paraná River: Limnology of a Subtropical Wetland*. (Eds: MH Iriondo, JC Paggi, MJ Parma) Springer-Verlag. Berlin. Heidelberg, p. 83-122.
- [104] D Dudgeon (2000a) Large-scale hydrological changes in tropical Asia: Prospects for riverine biodiversity. *BioScience* 50: 793-806.

- [105] D Dudgeon (2000b) Riverine wetlands and biodiversity conservation in tropical Asia. En: *Biodiversity in Wetlands: Assessment, Function and Conservation* (Eds: B Gopal, WJ Junk, JA Davis) The Hague (The Netherlands): Backhuys Publishers. p. 35-60.
- [106] S Duhau (2011) Actividad solar y cambio climático. *Ciencia Hoy* 21(125): 9-14.
- [107] WE Easterling, PK Aggarwal, P Batima, KM Brander, L Erda, SM Howden, A Kirilenko, J Morton, JF Soussana, J Schmidhuber, FN Tubiello (2007) Food, fibre and forest products. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. En: *Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the IPCC* (Eds: ML Parry, OF Canziani, JP Palutikof, PJ van der Linden, CE Hanson) Cambridge, UK, p. 273-313.
- [108] JG Eaton, RM Scheller (1996) Effects of climate warming on fish thermal habitat in streams of the United States. *Limnol. Oceanogr* 41(5): 1109–1115.
- [109] Enciclopedia Animal (2017) *Gambusia affinis*. <https://enciclopediaanimal.wordpress.com/peces-de-la-cuenca-del-plata-%E2%80%93-gambusia-affinis-%C2%B7-gambusia/> Marzo 2017
- [110] GH Engelhard, M Heino (2006) Climate change and condition of herring (*Clupea harengus*) explain long-term trends in extent of skipped reproduction. *Oecologia* 149: 593-603.
- [111] B Elvira, A Almodóvar (2007) Los ecosistemas fluviales y sus peces ante el cambio climático. *Trofeo Pesca. Ciencia y conservación* 156: 116-117.
- [112] B Escofier, J Pagès (1994) Multiple factor analysis (afmult package). *Comput Stat Data An* 18: 121–140.
- [113] A Espinach Ros (1993) Informe de la sexta reunión del grupo de trabajo sobre recursos pesqueros. FAO. Informe de pesca N° 490. Montevideo, Uruguay. p. 8.
- [114] A Espinach Ros, C Fuentes (2000) Recursos pesqueros y pesquerías de la Cuenca del Plata. *Pub. especiales Instituto de Investigación y Desarrollo Pesquero, Argentina* p. 353–388.
- [115] A Espinach Ros, S Sverlij, F Amestoy, M Spinetti (1998) Migration pattern of the sábalo *Prochilodus lineatus* (Pisces, Prochilodontidae) tagged in the lower Uruguay River. *Verh Internat Verein Limnol* (26): 2234-2236.
- [116] A Espinach Ros, RP Sánchez (2007) Proyecto de evaluación del recurso sábalo en el Paraná. Informe de los resultados de la primera etapa (2005-2006) y medidas de manejo recomendadas. *Secretaría de Agricultura Ganadería, Pesca y Alimentación*. Argentina.
- [117] A Espinach Ros, LD Demonte, M Campana, A Trogolo, A Dománico, E Cordiviola (2008) Estimación de edades y crecimiento. En: *Proyecto evaluación del recurso sábalo (Prochilodus lineatus) en el Paraná*. Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, p. 27.
- [118] A Espinach Ros, A Dománico, D Demonte, D del Barco, E Cordiviola, M Campana, D Colautti, R Fernández, A Velasco, J Mantinian (2012) Evaluación del recurso sábalo (*Prochilodus lineatus*) en el río Paraná. Periodo 2008 – 2011. *Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca*. p. 45.
- [119] LA Espínola, CV Mente-Vera, FJJr Horácio (2010) Invasibility of reservoirs in the Paraná Basin, Brazil, to *Cichla kelberi* Kullander and Ferreira, 2006. *Biol Invasions* 12: 1873-1888.
- [120] LA Espínola, ML Amsler, AR Paira, EE Drago, MCM Blettler, AA Agostinho (2014) Effects of decadal changes in the hydrological regime of the middle reach of the Paraná River (Argentina) on fish densities. *Environ Biol Fish* 97: 757–771.
- [121] LA Espínola, AP Rabuffetti, E Abrial, ML Amsler, MCA Blettler, AR Paira, NR Simoes, LN Santos (2016) Response of fish assemblage structure to changing flood and flow pulses in a large subtropical river. *Mar Freshwater Res* 68(2) 319-330
- [122] LA Espínola, Abrial E, AP Rabuffetti, N Simoes, KO Winemiller, MCM Blettler, ML Amsler, AR Paira (inedito) β -diversity variability of fish assemblage during different hydrological phases in a large subtropical river.
- [123] ESRL (2017) Earth System Research Laboratory. Physical Sciences Division. NOAA Research. <https://www.esrl.noaa.gov/psd/enso/mei/> Marzo 2017
- [124] KE Esteves, JMR Aranha (1999) Ecología trófica de peixes de riacho. En: *Ecologia de peixes de riachos* (Eds: EP Caramaschi, R Mazzoni, PR Peres-Neto). Série Oecologia Brasiliensis VI. p. 157-182.
- [125] MA Etchegoyen, AE Ronco, P Almada, M Abelando, DJ Marino (2017) Ocurrence and fate of pesticides in the Argentine stretch of the Paraguay-Paraná basin. *Environ Monit Assess* 189: 63.
- [126] FAO (1993) Comisión de pesca continental para America Latina. Taller sobre las pesquerías de la cuenca del Plata. FAO, Uruguay. COPESCAALC. p. 27.
- [127] FAO (2008) Climate change and food security in pacific island countries. Roma. p. 282.
- [128] FAO (2011) Perfiles nutricionales por países. Argentina. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. p. 266.
- [129] FAO (2012) Consecuencias del cambio climático para la pesca y la acuicultura: visión de conjunto del estado actual de los conocimientos científicos. Documento Técnico Pesca y Acuicultura. N° 530. Roma. p. 237.

- [130] FAO (2013) Cambio climático, pesca y acuicultura en América Latina. Potenciales impactos y desafíos para la adaptación. Actas de pesca y acuicultura. Roma.
- [131] FAO (2014) Perfiles de Pesca y Acuicultura por Países. Argentina. Hojas de datos de perfiles de los países. Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO. Roma.
- [132] ACEA Faria (2007) Fontes de energia, posição trófica e digestibilidade do alimento de peixes da planície de inundação do alto rio Paraná. Maringá, Universidade Estadual de Maringá.
- [133] IH Feidi (2001) Gift of the Nile. Chapter 5: Ancient Egypt. Fisheries history. World History: Ancient Civilizations. SAMUDRA. Former Chief, Fish Utilization and Marketing Service, FAO, Rome
- [134] R Fernandes, AA Agostinho, EA Ferreira, CS Pavanelli, HI Suzuki, DP Lima, LC Gomes (2009) Effects of the hydrological regime on the ichthyofauna of riverine environments of the Upper Paraná River floodplain. *Braz J Biol* 69 (2): 669–680.
- [135] BG Ferrero, NG Arizpe Ramos (2015) Pescadores artesanales del bajo Paraná Argentino: entre la complejidad y la tragedia de los comunes. Avá. 26: 1851-1694.
- [136] AD Ficke, CA Myrick, LJ Hansen (2007) Potential impacts of global climate change on fresh water fisheries. *Rev Fish Biol Fisher* 17: 581–613.
- [137] E Figueroa Diaz (2010) Identification of the causes and effects of receding glaciers Antarctic. Revision bibliográfica/literatura review. RIAT 6 (1): 69-74.
- [138] EA Flamenco (1998) Modelos de pronóstico estacional en el río Paraná, basado en las temperaturas observadas e la superficie del mar (TSM) y fenómeno ENOS (El Niño/Oscilación del Sur). *INTA, Inst de Clima y Agua*. p. 10.
- [139] W Foden, G Mace, JC Vié, A Angulo, S Butchart, L Devantier (2008) Species susceptibility to climate change impacts. En: *The 2008 Review of The IUCN Red List of Threatened Species* (Eds: JC Vié, C Hilton-Taylor, SN Stuart) IUCN Switzerland. p. 77–88.
- [140] E Forzani, G Rollandí (2015) Análisis de la estructura de la ocupación del Censo de Población 2010. Provincia de Santa Fe. Ministerio de Economía. Secretaría de Planificación y Política Económica. IPEC. p. 30.
- [141] CM Fuentes, R Quirós (1988) Variación de la composición de la captura de peces en el río Paraná durante el período 1941-1984. Departamento de Aguas Continentales. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (*INIDEP*). *Informe Técnico N°6*. Argentina.
- [142] CM Fuentes, A Espinach Ros (1998) Variación de la actividad reproductiva del sábalo *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1847) estimada por el flujo de larvas en el río Paraná inferior. *Nat Neotrop* 29: 25-32.
- [143] NO García, WM Vargas (1998) The temporal climatic variability in the Río de La Plata basin displayed by the river discharges. *Climatic Change* 38: 359–379.
- [144] NO García, CR Mechoso (2005) Variability in the discharges of South American rivers and in climate. *Hydrolog Sci J* 50(3): 459–478.
- [145] RD Garreaud, M Vuille, R Compagnucci, J Marengo (2009) Present-day South American climate. *Paleog Paleoclim Paleocol* 281: 180–195.
- [146] A Garvía (2016) Pesca y biodiversidad, una relación entre hombres, peces y científicos. *Naturalmente. Revista del Museo de Ciencias Naturales*. España. ISSN: 2341-2798
- [147] PC Gehrke, MJ Sheaves, D Boseto, BS Figa, J Wani (2011) Vulnerability of freshwater and estuarine fisheries in the tropical Pacific to climate change. En: *Vulnerability of Tropical Pacific Fisheries and Aquaculture to Climate Change* (Eds: JD Bell, JE Johnson, AJ Hobday) Noumea, New Caledonia. p. 577-645.
- [148] AD Geheber, KR Piller (2012) Spatio-temporal patterns of fish assemblage structure in a coastal plain stream: appropriate scales reveal historic tales. *Ecol Freshw Fish* 21: 627–639.
- [149] R Giacosa, C Paoli, P Cacik (2000) Conocimiento del régimen hidrológico. En: *El río Paraná en su tramo medio. Contribución al conocimiento y prácticas ingenieriles en un gran río de llanura* (Eds: C Paoli, M Schreider) UNL, Santa Fe, Argentina, p. 70–103.
- [150] JP Gibbs, AR Breisch (2001) Climate Warming and Calling Phenology of Frogs near Ithaca, New York, 1900-1999. *Conserv Biol* 15: 1175-1178.
- [151] MP Godoy (1975) Peixes do Brasil, subordem Characoidei: Bacia do rio Mogi Guaçu, Brasil. Piracicaba: Editora Franciscana, 216p.
- [152] LC Gomes, AA Agostinho (1997) Influence of the flooding regime on the nutritional state and juvenile recruitment of the curimba, *Prochilodus scrofa*, Steindachner, in upper Paraná River, Brazil. *Fisheries Manag Ecol* 4(4): 263-274.
- [153] SE Gómez (2015) Temperatura del agua continental y su influencia en las migraciones de los peces en la cuenca del Río De La Plata. *Rev Mus Arg Cs Naurales* 17: 43-49.
- [154] MJ Gonzalez Naya, L Ramírez, SE Gómez, RC Menni (2011) Temperature and massive fish deaths in southern South America. *Rev Mus Arg Cs Naturales* 13(2): 131-134.
- [155] K Górski, HV Winter, JJ De Leeuw, AE Minin, LAJ Nagelkerke (2010) Fish spawning in a large temperate floodplain: the role of flooding and temperature. *Freshwater Biology* 55: 1509–1519.

- [156] K Górski, JJ de Leeuw, HV Winter, DA Vekhov, AE Minin, AD Buijse, LAJ Nagelkerke (2011a) Fish recruitment in a large, temperate floodplain, the importance of annual flooding, temperature and habitat complexity. *Freshwater Biol* 56: 2210-2225.
- [157] K Górski, LV Van den Bosch, KE Van de Wolfshaar, H Middelkoop, LAJ Nagelkerke, OV Filippov, DV Zolotarev, SV Yakovlev, AE Minin, HV Winter, JJ de Leeuw, AD Buijse, JAJ Verreth (2011b) Post-damming flow regime development in a large lowland river (Volga, Russian Federation): Implications for floodplain inundation and fisheries. *River Res Applic* 28 (8): 1121–1134.
- [158] M Goulding (1980) *The Fishes and the Forest: Explorations in Amazonian Natural History*. Berkeley, USA, Univ of California Pr. p. 250.
- [159] CT Graham, C Harrod (2009) Implications of climate change for the fishes of the British Isles. Review paper. *J Fish Biol* 74: 1143-1205.
- [160] NS Hahn, R Fugi, IF Andrian (2004) Trophic ecology of the fish assemblages. En: *The Upper Paraná River and its Floodplain: physical aspects, ecology and conservation* (Eds: SM Thomaz, AA Agostinho, NS Hahn) Leiden: Backhuys Publishers p. 247-270.
- [161] NT Handisyde, LG Ross, MC Badjeck, EH Allison (2006) The effects of climate change on world aquaculture: a global perspective. Final Technical Report, DFID Aquaculture and Fish Genetics Research Programme, Stirling Institute of Aquaculture, Stirling, U.K., p. 151.
- [162] AS Halls, RL Welcomme. (2004) Dynamics of river fish populations in response to hydrological conditions: a simulation study. *River Res Applic* 20: 985–1000.
- [163] BS Halpern, S Walbridge, KA Selkoe, CV Kappel, F Micheli, C D'Agrosa, JF Bruno, KS Casey, C Ebert, HE Fox, R Fujita, D Heinemann, HS Lenihan, EMP Madin, MT Perry, ER Selig, M Spalding, R Steneck, RA Watson (2008) Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science* 319: 948-952.
- [164] KC Hanson, KG Ostrand (2011) Potential effects of global climate change on National Fish Hatchery operations in the Pacific Northwest, USA. *Aquacult Env Interac* 1: 175-186.
- [165] J Heino, R Virkkala, H Toivonen (2009) Climate change and freshwater biodiversity: detected patterns, future trends and adaptations in northern regions. *Biol Rev* 84: 39–54.
- [166] JM Herbert, RW Dixon (2002) Is the ENSO phenomenon changing as a result of global warming? *Phys Geogr* 23: 196–211.
- [167] H Herzer, MG Caputo, A Celis (2004) Capítulo III. Gestion de riesgos de desastre ENSO en America Latina. Análisis regional: Cuenca del Río Paraná. Informe final. Centro de estudios sociales y ambientales. IAI, Argentina
- [168] SK Herzog, PM Jørgensen, R Martínez Güingla, C Martius, EP Anderson, DG Hole, TH Larsen, JA Marengo, D Ruiz Carrascal, H Tiessen (2010) Efectos del cambio climático en la biodiversidad de los Andes tropicales: el estado del conocimiento científico. Instituto Interamericano Investigación del Cambio Global, Brasil. p. 32.
- [169] SK Herzog, R Martinez, PM Jorgensen, H Tiessen (2011) Climate change and biodiversity in the Tropical Andes. *MacArthur Foundation*. IAI, SCOPE. p. 361.
- [170] R Hickling, DB Roy, JK Hill, R Fox, CD Thomas (2006) The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global Change Biology*. 12: 450-455.
- [171] RD Holt (1990) The microevolutionary consequences of climate change. *Trends Ecol Evol* 5: 311-315.
- [172] JT Houghton, Y Ding, DC Griggs, M Noguer, PJ van der Linden, X Dai, K Maskell, CA Johnson (2001) *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. IPCC Cambridge Univ p. 94.
- [173] P Humphries, AJ King, JD Koehn (1999) Fish, flows and flood plains: Links between freshwater fishes and their environment in the Murray-Darling River system, Australia. *Environ Biol Fish* 56: 129-151.
- [174] P Humphries, H Keckeis, B Finlayson (2014) The river wave concept: integrating river ecosystem models. *BioScience* 64: 870-882.
- [175] BJ Hunter, DCK Roberts (2000) Potential impacts of the fat composition of farmed fish on human health. *Nutrition Research* 20: 1047–1058.
- [176] TG Huntington (2006) Evidence for intensification of the global water cycle: Review and synthesis. *J Hydrol* 319: 83–95.
- [177] IGN (2016) Instituto Geográfico Nacional. Republica Argentina. <http://www.ign.gob.ar>
- [178] IPCC (2001) *Cambio climático 2001. Impactos, adaptación y vulnerabilidad*. Tercer Informe de Evaluación. PNUMA. p. 101.
- [179] IPCC (2002) *Climate change and biodiversity*. IPCC Technical, Inter-Governmental Panel on Climate Change, WMO and UNEP p. 76.
- [180] IPCC (2007) *Cambio climático 2007: Informe de síntesis*. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III. Cuarto Informe de evaluación del IPCC Suiza, OMM, PNUMA, p. 104.
- [181] IPCC (2014) *Cambio climático 2014. Impactos, adaptación y vulnerabilidad*. Resumen para responsables de políticas. GT II. OMM, PNUMA. p. 40.

- [182] M Iriondo (1988) A comparison between the Amazon and Paraná river systems. *Mitt Geol Palaont Inst Univ Hamburg H* 66: 77-92.
- [183] M Iriondo (2011) *Río Paraná* (Ed: M Iriondo) Bolsa de Comercio de Santa Fe. p. 304.
- [184] JM Iwaszkiw (2001) Pesquerías continentales del tramo medio argentino de la Cuenca del Plata. Consejo Federal de Inversiones. p. 279.
- [185] JM Iwaszkiw, FF Lacoste (2011) La pesca artesanal en la Cuenca del Plata y sus implicancias en la conservación de la biodiversidad. *Rev Mus Argentino Cienc Nat* 13: 21-25.
- [186] DA Jackson (1993) Stopping rules in principal components analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. *Ecology* 74: 2204-2214.
- [187] L Jenni, M Kéry (2003) Timing of Autumn Bird Migration under Climate Change: Advances in Long-Distance Migrants, Delays in Short-Distance Migrants. *Proceedings: Biological Sciences* 270: 1467-1471.
- [188] E Jeppesen, M Meerhoff, K Holmgren, I González-Bergonzoni, F Teixeira-de Mello, SAJ Declerck, L de Meester, M Søndergaard, TL Lauridsen, R Bjerring, JM Conde-Porcuna, N Mazzeo, C Iglesias, M Reizenstein, HJ Malmquist, Z Liu, D Balaya, X Lazzaro (2010) Impacts of climate warming on lake fish community structure and potential ecosystem effects. *Hydrobiologia* 646: 73-90.
- [189] M Jobling (1997) Temperature and growth: modulation of growth rate via temperature change. En: *Global warming: implications for fresh water and marine fish* (Eds: CM Wood, DG McDonald) Cambridge p. 225-253.
- [190] PD Jones, A Moberg (2003) Hemispheric and large-scale surface air temperature variations: an extensive revision and an update to 2001. *J Clim* 16: 206-223.
- [191] WJ Junk (1980) Áreas inundáveis: um desafio para limnologia. *Acta Amaz* 10 (4): 775-795.
- [192] WK Junk, PB Bayley, RA Sparks (1989) The flood pulse concept in river-floodplain systems. En: *Proceedings of the international large river symposium* (Ed: D Dodge) Can Spec Publ Fish Acut Sci 106:110-127.
- [193] WJ Junk, KM Wantzen (2004) The Flood Pulse Concept: new aspects, approaches, and applications. En: *Proceedings of the 2nd International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries* (Eds: RL Welcomme, T Petr) Food and Agriculture Organization and Mekong River Commission, Thailand. p. 117-149.
- [194] J Karjalainen, T Keskinen, M Pulkkanen, TJ Marjomaki (2015) Climate change alters the egg development dynamics in cold-water adapted coregonids. *Environ Biol Fish* 98: 979-991.
- [195] GN Kiladis, KC Mo (1998) Interannual and intraseasonal variability in the Southern Hemisphere. En: Capítulo 8. Meteorology of the Southern Hemisphere. Amer Meteor Soc (Ed: DJ Karoly, DG Vincent) Meteor Monogr 49: 307-336.
- [196] AJ King, P Humphries, PS Lake (2003) Fish recruitment on floodplains: the roles of patterns of flooding and life history characteristics. *Can J Fish Aquat* 60:773-786
- [197] JE Kinsella (1988) Fish and seafoods: Nutritional implications and Quality Issues. *Food Technology* 42: 146-149.
- [198] CM Krepper, NO García, PD Jones (2008) Low-frequency response of the upper Paraná basin. *Int J Climatol* 28: 351-360.
- [199] R Laë (1994) Effect of drought, dams and fishing pressure on the fisheries of the central delta on the Niger River. *Int J Ecol Environ Sci* 20: 119-128.
- [200] G Lassalle, E Rochard (2009) Impact of twenty-first century climate change on diadromous fish spread over Europe, North Africa and the Middle East. *Glob Change Biol* 15: 1072-1089.
- [201] EM Latrubesse (2008) Patterns of anabranching channels: The ultimate end-member adjustment of mega rivers. *Geomorph* 101(1-2): 130-145
- [202] JJ Lawler, SL Shafer, D White, P Kareiva, EP Maurer, AR Blaustein, PJ Bartlein (2009) Projected climate-induced faunal change in the Western Hemisphere. *Ecology* 90: 588-597.
- [203] T Lee, MJ McPhaden (2008) Decadal phase change in large-scale sea level and winds in the Indo-Pacific region at the end of the 20th century. *Geophys Res Lett* 35: L01605.
- [204] P Legendre, L Legendre (2012) Numerical ecology. Amsterdam, Elsevier. 24: 265-335.
- [205] H Lehtonen (1996) Potential effects of global warming on northern European freshwater fish and fisheries. *Fisheries Manag Ecol* 3: 59-71.
- [206] HL López, AM Miquelarena (1991) Los Hypostominae (Pisces: Loricariidae) de Argentina. *PROFADU-CONICET* 40 (2): 1-64.
- [207] HL López (2001) Estudio y uso sustentable de la Biota Austral: Ictiofauna Continental Argentina. *Revista Cubana de Investigaciones Pesqueras* (Supl. Especial, versión electrónica). SIN CUB 0138-8452.
- [208] HL López, CC Morgan, MJ Montenegro (2002) Ichthyological ecoregions of Argentina. ProBiota, Serie Documentos 1 [en línea].

- [209] HL López, AM Miquelarena (2005) Biogeografía de los peces continentales de la Argentina. En: *Regionalización biogeográfica en Iberoamérica y tópicos afines, Primeras Jornadas Biogeográficas de la Red Iberoamericana de Biogeografía y entomología sistemática* (RIBES XII.I-CYTED) (Eds: J Llorente Bousquets, JJ Morrone) México, p. 583.
- [210] LR López, M Menni, M Donato, AM Miquelarena (2008) Biogeographical revision of Argentina (Andean and Neotropical Regions): an analysis using freshwater fishes. *J of Biogeography* 35: 1564–1579.
- [211] RH Lowe McConnell (1987) *Ecological Studies in Tropical Fish Communities*. Cambridge University Press: London.
- [212] RH Lowe-McConnell (1999) *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. Editora da Universidade de Sao Paulo, Sao Paulo, Brasil. p. 534.
- [213] I Lozano, L Balboni, S Llamazares Vegh, C Fuentes, D Colautti (2014) Informe del Proyecto Evaluación biológica y pesquera de especies de interés deportivo y comercial en el Río Paraná, Argentina, Período 2012-2013. Dirección de Pesca Continental, Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, MAGyP. p. 26.
- [214] L Luchini (2002) La pesca continental en Argentina. Producción y exportaciones. Infopesca Inter N°12.
- [215] KDG Luz-Agostinho, AA Agostinho, LC Gomes, Jr HF Júlio, R Fugi (2009) Effects of flooding regime on the feeding activity and body condition of piscivorous fish in the Upper Paraná River floodplain. *Braz J Biol* 69(2): 481-490.
- [216] T Madsen, R Shine (2000) Rain, fish and snakes: Climatically driven population dynamics of Arafura filesnakes in tropical Australia. *Oecologia* 124: 208-215.
- [217] PS Maitland (1995) The conservation of freshwater fish: Past and present experience. *Biol Conserv* 72: 259–270.
- [218] NE Mandrak (1989) Potential invasion of the Great Lakes by fish species associated with climatic warming. *J Great Lakes Res* 15: 306–316.
- [219] BFJ Manly (1997) *Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in biology*. London. Chapman and Hall/CRC p. 480.
- [220] Martyman (2004) Murray-catchment-map MJC.png. https://en.wikipedia.org/wiki/File:Murray-catchment-map_MJC.png#file
- [221] Ministerio de Obras y Servicios Públicos (1984) Informe de daños. Crecida 1982–83 de los ríos Paraná, Paraguay y Uruguay. Buenos Aires, Argentina.
- [222] JM Mirande, S Koerber (2015) Checklist of the Freshwater Fishes of Argentina (CLOFFAR). *Ichthyological Contributions of PecesCriollos* 36: 1-68.
- [223] O Mohseni, HG Stefan, JG Eaton (2003) Global warming and potential changes in fish habitat in United States streams. *Clim Change* 59: 389–409.
- [224] J Moreno, E Galante, MA Ramos (2005) Impactos sobre la biodiversidad animal. En: *Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático* (Ed: JM Moreno Rodríguez). Madrid: Ministerio de Medio Ambiente. p. 249-302.
- [225] BS Moses (1987) The Influence of Flood Regime on Fish Catch and Fish Communities of the Cross River Floodplain Ecosystem, Nigeria. *Environ Biol Fish* 18: 51-65.
- [226] PB Moyle, RA Leidy (1992) Loss of biodiversity in aquatic ecosystems: Evidence from fish faunas. En: *Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation, Preservation and Management* (Eds: PL Fielder, SA Jain) Chapman & Hall, p. 128–169.
- [227] PB Moyle, JD Kiernan, PK Crain, RM Quiñones (2013) Climate Change Vulnerability of Native and Alien Freshwater Fishes of California: A Systematic Assessment Approach. *PLoS ONE* 8 (5): e63883.
- [228] BR Murphy, ML Brown, TA Springer (1990) Evaluation of the relative weight (Wr) index, with new applications to walleye. *NA J Fish Manag* 10: 85-97.
- [229] BR Murphy, DW Willis, TA Springer (1991) The relative weight index in fisheries management: Status and needs. *Fisheries* 16(2): 30-38.
- [230] JJ Neiff (1990) Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia* 15(6): 424-441.
- [231] JJ Neiff (1999) El régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica. En: *Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica* (Ed: AI Malvárez) Unesco, Montevideo, p. 97-146.
- [232] JJ Neiff, M Neiff (2003) PULSO. Software para el análisis de fenómenos recurrente. Dir. Nac. De Derecho de Autor 236164.
- [233] NOAA (2017) ENSO: Recent Evolution, Current Status and Predictions. Update prepared by: Climate Prediction Center / NCEP, 28 August 2017
- [234] PD Nunn, N Mimura (1997) Vulnerability of South Pacific island nations to sea level rise. *J Coastal Res* 2 4: 133–151.
- [235] PD Nunn, J Veitayaki, V Ram-Bidesi, A Venisea (1999) Coastal issues for oceanic islands: implications for human futures. *Nat Resour Forum* 23: 195–207.

- [236] AD Nunn, JP Harvey, JR Britton, PA Frear, IG Cowx (2007) Fish, climate and Gulf Stream: the influence of abiotic factors on the recruitment success of cyprinid fishes in lowland rivers. *Freshw Biol* 52: 1576–1586.
- [237] JA Nye, JS Link, JA Hare, WJ Overholtz (2009) Changing spatial distribution of fish stocks in relation to climate and population size on the Northeast United States continental shelf. *Mar Ecol Prog Ser* 393: 111-129.
- [238] T Oberdorff, PA Tedesco, B Hugueny, F Leprieur, O Beauchard, S Brosse (2011) Global and regional patterns in riverine fish species richness: a review. *N Z J Ecol* ID 967631.
- [239] NO Oldani, OB Oliveros (1984) Estudios limnológicos en una sección transversal del tramo medio del río Paraná. XII: dinámica temporal de peces de importancia económica. *Rev Asoc Cien Nat Litor* 15 (2): 175-183.
- [240] NO Oldani, A Tablado (1985) Dinámica temporal de pequeños peces de agua libre en la laguna “La Cuarentena”, (Isla Carabajal, río Paraná medio). *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 20 (1): 49-58.
- [241] NO Oldani (1990) Variaciones de la abundancia de peces del valle del río Paraná. *Rev D'Hydrobiol trop* 23 (1)90: 6776.
- [242] N Oldani, Baigún C (2002) Performance of a fishway system in a major South American dam on the Paraná River (Argentina-Paraguay). *River Res Appl* 18: 171–183.
- [243] NO Oldani, M Peña, C Baigún (2005) Cambios en la estructura del stock de la pesquería de Puerto Sánchez en el cauce principal del tramo medio del río Paraná (1976-1977, 1984-1986, 2000-01 y 2002-2003). En: *Humedales fluviales de América del Sur. Hacia un manejo sustentable* (Eds: J Peteán, J Cappato) Fundación Proteger, Santa Fe. p. 67-88.
- [244] OLDEPESCA (2009) Efectos de las principales alteraciones atmosféricas y oceanográficas sobre la actividad pesquera de los países miembros de OLDEPESCA. Organización latinoamericana de desarrollo pesquero (OLDEPESCA). XXI Conferencia de Ministros. México.
- [245] AG Oliveira, HI Suzuki, LC Gomes, AA Agostinho (2014) Interspecific variation in migratory fish recruitment in the Upper Paraná River: effects of the duration and timing of floods. *Environ Biol Fish* 98(5): 1327-1337.
- [246] OMM (1983) Guía de Prácticas Climatológicas. Terminología normalizada utilizada en climatología. OMM - NI 100, segunda edición.
- [247] A Ortiz-Andrellucchi, L Peña Quintana, A Albino Beñacar, F Mönckeberg Barros, L Serra-Majem (2006) Desnutrición infantil, salud y pobreza: intervención desde un programa integral. *Nutr Hosp* 21: 533-541.
- [248] AR Paira (2003) Características morfométricas de lagunas de la llanura de inundación del río Paraná Medio. Universidad Nacional del Litoral, Santa Fe, Argentina, Tesis de Licenciatura en Cartografía.
- [249] JG Palis (1996) Flatwoods Salamander (*Ambystoma cingulatum* Cope). Element stewardship abstract. *Nat Resour J* 16: 49-54.
- [250] MA Palmer, CA Reidy Liermann, C Nilsson, M Florke, J Alcamo, PS Lake, N Bond (2008) Climate change and the world's river basins: anticipating management options. *Front Ecol Environ* 6 (2): 81–89.
- [251] M Pandolfi (2016) Preocupa la aparición de esturiones rusos en el Paraná. Infobae. Marzo 2017.
- [252] C Paoli, P Cacik (2000) The Paraná River in its middle reach. Contribution to Science and Engineering Practices in a Large Lowland River. Publicaciones UNL, Santa Fe 1: 105–171.
- [253] C Paoli (2011). Aguas medias y bajantes. Capítulo 12. En: *Río Paraná* (Ed: MH Iriondo). Bolsa de Comercio de Santa Fe. Argentina. p. 173–184.
- [254] C Parmesan, G Yohe (2003) A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421: 37–42.
- [255] PR Peres-Neto, P Legendre, S Dray, D Borcard (2006) Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology* 87: 2614-2625.
- [256] AL Perry, PJ Low, JR Ellis, JD Reynolds (2005) Climate change and distribution shifts in marine fishes. *Science* 308: 1912-1915.
- [257] J Peteán (2009) Aspectos biológicos. En: *Uso sostenible de peces en la Cuenca del Plata* (Eds: J Cappato, A Yanosky) UICN, Fundación PROTEGER.
- [258] AT Peterson, V Sánchez-Cordero, J Soberon, J Bartley, RW Buddemeier, AG Navarro-Siguenza (2001) Effects of global climate change on geographic distributions of Mexican Cracidae. *Ecol Modell* 144: 21-30.
- [259] SL Pimm, RA Askins (1995) Forest losses predict bird extinctions in Eastern North America. *Proc Natl Acad Sci* 92: 9343-9347.
- [260] C Pignalberi (1965) Evolución de las gónadas en *Prochilodus platensis* y ensayo de clasificación de los estados sexuales (Pisces, Characidae). Ann.II Congreso Latinoamericano de Zoología.Sao Paulo, Brasil p. 203-208.
- [261] LN Poff, JV Ward (1989) Implications of streamflowvariability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow pattern. *Can J Fish Aquat Sci* 46: 1805–1818.

- [262] NL Poff, MM Brinson, JW Jr Day (2002) Aquatic ecosystems and global climate change. Potential impacts on inland freshwater and coastal wetland ecosystems in the United States. *Technical Report, Pew Center on Global Climate Change*. USA.
- [263] JC Poulard, F Blanchard (2005) The impact of climate change on the fish community structure of the eastern continental shelf of the Bay of Biscay. *ICES J Mar Sci* 62 (7): 1436-1443.
- [264] JA Pounds, ML Crump (1994) Amphibian declines and climate disturbance: the case of the golden toad and the harlequin frog. *Conserv Biol* 8: 72-85.
- [265] J Pounds, M Fogden, J Campbell (2000) Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature* 398: 611-615.
- [266] L Prol (2008) El sector pesquero en la provincia de Santa Fe: resultados preliminares de investigación. IX Congreso Argentino de Antropología Social. Facultad de Humanidades y Ciencias Sociales, Universidad Nacional de Misiones, Posadas, Argentina.
- [267] PROTEGER (2008) Los custodios del río. Fundación NuestroMar. Valente Marcela.
- [268] P Pysek (1995) On the terminology used in plant invasion studies. En: *Plant Invasions: General Aspects and Special Problems* (Ed: P Pysek) SPB. Amsterdam, p. 71-84.
- [269] Quantum, GIS Development Team (2016) Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.
- [270] JW Quinn, TJ Kwak (2003) Fish assemblage changes in an Ozark river after impoundment: a long-term perspective. *T Am Fish Soc* 132: 110-119.
- [271] R Quirós, S Cuch (1989) The fisheries and limnology of the lower Plata River Basin. *Can J Fish Aquat Sci* 106: 429-443.
- [272] R Quirós (1990) The Paraná River basin development and the changes in the lower basin fisheries. *Interciencia* 15:442-451.
- [273] R Quirós, JC Vidal (2000) The cyclic behavior of potamodromous fishes in large rivers. En: *Management and Ecology of river Fisheries* (Ed: IG Cowx) Blackwell Science. New Fishing Books. Oxford, UK. p. 456.
- [274] R Development Core Team (2014) R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>
- [275] FJ Rahel, JD Olden (2008) Assessing the Effects of Climate Change on Aquatic Invasive Species. *Conserv Biol* 22: 521-533.
- [276] CG Ramonell, E Latrubesse, MS Pereira (2011) Procesos y ritmos de construcción actuales de la planicie aluvial del río Paraná Medio, geoformas resultantes. XVIII Congreso de Geología, Neuquén, Argentina. p. 1247-1248.
- [277] LG Reca, JM Frogone (1982) Rasgos característicos de la ganadería vacuna Argentina. Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT). Colombia. p 84.
- [278] RE Reis, SO Kullander, CJ Ferraris (2003) Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre: EDIPUCRS, p. 1-673.
- [279] JD Reist, FJ Wrona, TD Prowse, JB Dempson, M Power, G Kock (2006) Effects of climate change and UV radiation on fisheries for Arctic freshwater and anadromous species. *Ambio* 35: 402-410.
- [280] RA Ringuelet, RH Aramburu, A Alonso de Aramburu (1967) Los Peces Argentinos de Agua Dulce. Comisión de Investigación Científica. Buenos Aires. p. 602.
- [281] RA Ringuelet (1975) Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América del Sur. *Ecosur* 2(3): 1-122.
- [282] AW Robertson, CR Mechoso (2000) Interannual and interdecadal variability of the South Atlantic convergence zone. *Mon Weather Rev* 128: 2947-2957.
- [283] AW Robertson, CR Mechoso, NO García (2001) Interannual prediction of the Paraná River. *Geophys Res Lett* 28: 4235-4238.
- [284] MS Rodriguez (2005) Sistemática y distribución geográfica de peces de la familia Loricariidae (Ostariophysi: Siluroformes) de la Argentina con especial referencia a la tribu Loricariini. Tesis de Doctorado, Universidad Nacional de La Plata, Argentina, p. 284.
- [285] L Rodrigues, SM Thomaz, AA Agostinho, LC Gomes (2005) Biocoenosis in Reservoirs: spatial and temporal patterns. RIMA, San Carlos, Brazil.
- [286] JM Roessig, CM Woodley, JrJJ Cech, LJ Hansen (2005) Effects of global climate change on marine and estuarine fishes and fisheries. WWF, World Wildlife Found. Department of Wildlife, Fish and Conservation biology and center for aquatic biology and aquaculture; University of California.
- [287] F Roland, VLM Huszar, VF Farjalla, A Enrich-Prast, AM Amado, JPHB Ometto (2012) Climate change in Brazil: perspective on the biogeochemistry of inland waters. *Braz J Biol* 72 (3): 709-722.

- [288] PT Rombough (1997) The effects of temperature on embryonic and larval development. En: *Global warming: implications for fresh water and marine fish* (Eds: CM Wood, DG McDonald) Cambridge p. 177–223.
- [289] A Ronco, D Marino, M Abelando, P Almada, DP Apartin (2016) Water quality of the main tributaries of the Paraná Basin: glyphosate and AMPA in surface water and bottom sediments. *Environ Monit Assess* 188: 458.
- [290] TL Root, JT Price, KR Hall, SH Schneider, C Rosenzweig, JA Pounds (2003) Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* 421: 57–60.
- [291] L Rossi, E Cordiviola, MJ Parma (2007) Fishes. En: *The Middle Paraná River. Limnology of a Subtropical Wetland* (Eds: MH Iriondo, JC Paggi, MJ Parma). Springer-Verlag, Heidelberg, Germany.
- [292] M Sastre (1939) Capítulo XVI: Peces y tortugas. En: *El temple Argentino*. Biblioteca Mundial Sopena. Ediata en Argentina S.R.L. Buenos Aires, Argentina.
- [293] R Saurral, R Mezher, V Barros (2006) Assessing long-term discharges of the Plata River. 8th International conference on southern hemisphere meteorology and oceanography. Foz de Iguazú, Brasil. 24-18 de abril, INPE, p. 821-829.
- [294] R Saurral, V Barros (2010) Estudio de la climatología y la hidrología de la Cuenca del Plata en un conjunto de modelo climáticos globales. *Meteorologica* 34(1): 5-15.
- [295] PA Scarabotti, JA López, M Marc Pouilly (2011) Flood pulse and the dynamics of fish assemblage structure from neotropical floodplain lakes. *Ecol Freshw Fish* 20(4): 605-618.
- [296] PA Scarabotti, LD Demonte, M Pouilly (2017) Climatic seasonality, hydrological variability, and geomorphology shape fish assemblage structure in a subtropical floodplain. *Freshw Science* 36(3)
- [297] A Schmittner (2005) Decline of the marine ecosystem caused by a reduction in the Atlantic overturning circulation. *Nature* 434: 628–633.
- [298] RD Schnepf, E Dphlman, C Bolling (2001) Agricultural in Brazil and Argentina: Developments and prospects for major field crops. ERS Agriculture and Trade Report No. WRS-013; Washington, DC, EEUU, p. 85.
- [299] DA Scott (1991) Asia and the Middle East. En: *Wetlands* (Eds: M Finlayson, M Moser). IWRB. Facts on File, Oxford, New York, EEUU, p. 149-178.
- [300] TA Seimon, A Seimon, P Daszak, SRP Halloy, LM Schloegel, CA Aguilar, P Sowell, AD Hyatt, B Konecky, JE Simmons (2007) Upward range extension of Andean anurans and chytridiomycosis to extreme elevations in response to tropical deglaciation. *Global Change Biol* 13: 288-299.
- [301] MJ Sahin, MJ Hall (1996) The effects of afforestation and deforestation on water yields. *J Hydrol* 1178: 293-309.
- [302] M Sondergaard, E Jeppesen (2007) Anthropogenic impacts on lake and stream ecosystems, and approaches to restoracion. *J Applied Ecology* 44: 1098-1094
- [303] Shannon1 (2016) Map of the Mississippi River. Mississippirivermapnew.jpg. https://en.wikipedia.org/wiki/Mississippi_River#/media/File:Mississippiriver-new-01.png
- [304] S Sharma, DA Jackson, CK Minns, BJ Shuter (2007) Will northern fish populations be in hot water because of climate change? *Global Change Biol* 13: 2052-2064.
- [305] GD Sharp (2003) Future climatic change and regional fisheries: a collaborative analysis. FAO Fisheries Technical Paper, N° 452. Roma, Italia. p. 75.
- [306] SJ Shepherd, SI Zharkov, VV Zharkova (2014) Prediction of Solar Activity from Solar Background Magnetic Field Variations in Cycles 21-23. *Astrophys J* 795: 46.
- [307] GE Silvestri, CS Vera (2003) Antarctic Oscillation signal on precipitation anomalies over southeastern South America. *Geophys Res Lett* 30: 2115.
- [308] S Solman (2011) Actividad humana y cambio climático. *Ciencia Hoy* 21 (125): 15-17
- [309] FA Soldano (1947) Regimen y aprovechamiento de la red fluvial de la Argentina. El Río Paraná y sus tributarios. Cimera. Argentina. p. 267.
- [310] MJM Stassen, MWPM Van de Ven, T Van der Heide, MA Guerrero Hiza, G Van der Velde, JP Smolders (2010) Population dynamics of the migratory fish *Prochilodus lineatus* in a neotropical river: the relationships with river discharge, flood pulse, El Niño and fluvial megafan behaviour. *Neotrop Ichthyol* 8: 113–122.
- [311] HI Suzuki, AEAM Vazzoler, EE Marques, MA Perez-Lizama, P Inada (2004) Reproductive ecology of the fish assemblages. En: *The Upper Paraná River and its Floodplain: 50 Physical Aspects, Ecology and Conservation* (Eds: SM Thomaz, AA Agostinho, NS Hahn). Backhuys Publishers: Leiden, 271–292.
- [312] HI Suzuki, FM Pelicice, EA Luiz, JD Latini, AA Agostinho (2005) Estratégias reprodutivas da assembléia de peixes da planície de inundação do alto rio Paraná. Universidade Estadual de Maringá, Brazil, 113-116.

- [313] HI Suzuki, AA Agostinho, D Bailly, MF Gimenes, JHF Julio, LC Gomes (2009) Inter-annual variations in the abundance of young-of-the-year of migratory species in the upper Paraná River floodplain: relations with hydrographic attributes. *Braz J Biol* 69: 649-660.
- [314] SB Sverlij, A Espinach Ros (1986) El dorado, *Salminus maxillosus* (Pisces, Characiformes) en el Río de la Plata y Río Uruguay inferior. *Rev Investigación y Desarrollo Pesquero* 6: 57-75.
- [315] SB Sverlij, A Espinach Ros, G Orti (1993) Sinopsis de los Datos Biológicos y Pesqueros del Sábalo *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1847). FAO Sinopsis Sobre la Pesca, Roma, N° 154, p. 64.
- [316] SB Sverlij, J Liotta, P Minotti, F Brancolini, C Baigún, F Firpo Lacoste (2013) Los peces del Corredor Fluvial Paraná-Paraguay. En: *Inventario de los humedales de Argentina. Sistemas de paisajes de humedales del Corredor Fluvial Paraná-Paraguay* (Eds: L Benzaquén, DE Blanco, RF Bó, P Kandus, GF Lingua, P Minotti, RD Quintana, S Sverlij, L Vidal). Argentina, p. 341-356.
- [317] A Székely (2009) El valor de los bienes y servicios que las áreas naturales protegidas proveen a los mexicanos. Latinoamérica y la biodiversidad. México. The Natural Conservancy. México.
- [318] JS Tello, VH Montreuil, JT Maco, RA Ismiño, H Sánchez (1992) Bioecología de peces de importancia económica de la parte inferior de los ríos Ucayali y Marañón, Peru. *Folia Amaz.* 4 (2): 87-107.
- [319] SM Thomaz, TA Pagioro, LM Bini, MC Roberto, RRA Rocha (2004) Limnological characterization of the aquatic environments and the influence of hydrometric levels. En: *The upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation.* (Ed: SM Thomaz, AA Agostinho, NS Hahnds). Leiden: Backhuys Publishers, 75-102.
- [320] SM Thomaz, LM Bini, RM Bozelli (2007) Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiol J* 576: 1-13
- [321] JH Thorp, MD Delong (2002) Dominance of autochthonous autotrophic carbon in food webs of heterotrophic rivers. *Oikos* 96: 543- 550.
- [322] C Tisseuil, M Vrac, G Grenouillet, AJ Wade, M Gevrey, T Oberdorff, JB Grodwohl, S Lek (2012) Strengthening the link between climate, hydrological and species distribution modeling to assess the impacts of climate change on freshwater biodiversity. *Sci Total Environ* 424: 193-201.
- [323] K Tockner, F Malard, JV Ward (2000) An extension of the flood pulse concept. *Hydrol Processes* 14: 2861-2883.
- [324] K Tockner, MS Lorang, JA Stanford (2010) River flood plains are model ecosystems to test general hydrogeomorphic and ecological concepts. *River Res Appl* 26: 76-86.
- [325] C Toranza, A Brazeiro, R Maneyro (2012) Efectos del Cambio Climático sobre la Biodiversidad: El caso de los anfibios de Uruguay. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas: Riqueza de anfibios de Uruguay: Determinantes ambientales y posibles efectos del cambio climático. PEDECIBA-Biología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Uruguay.
- [326] S Trape (2009) Impact of climate change on the relict tropical fish fauna of Central Sahara: threat for the survival of Adrar mountains fishes, Mauritania. *PLoS ONE* 4: e4400.
- [327] KE Trenberth, PD Jones, P Ambenje, R Bojariu, D Easterling, A Klein Tank, D Parker, F Rahimzadeh, JA Renwick, M Rusticucci, B Soden, P Zhai (2007) Observations: Surface and Atmospheric Climate Change. En: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis.* (Eds: S Solomon, D Qin, M Manning, Z Chen, M Marquis, KB Averyt, M Tignor, HL Miller). Cambridge University Press, New York, NY, USA.
- [328] KE Trenberth, JT Fasullo, J Kiehl (2009) Earth global energy budget. *Bull Am Meteorol Soc* 90: 311-323.
- [329] CEM Tucci, RT Clarke (1998) Environmental issues in the La Plata Basin. *Int J Water Resour Dev* 14: 157-174.
- [330] JW Tukey (1953) The problem of multiple comparison. Unpublished manuscript. Princeton University.
- [331] MDF Udvardy (1975) A Classification of the Biogeographical Provinces of the Worlds. Project N°8. Man and the Biosphere Programme UNESCO. UICN. Occasional Paper 18, Morges, Suiza.
- [332] UICN (2017) Estado de conservación de la biodiversidad marina en las Islas del Pacífico de Oceanía. Lista roja. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. Gland, Suiza.
- [333] MB Usher (1991) Biological Invasions into Tropical Nature Reserves. En: *Ecology of Biological Invasions in the Tropics* (Ed: PS Ramakrishnan). International Scientific Publishers, New Delhi. p. 21-34.
- [334] AB Valenzuela (2009) Antropología: evolución y nutrición humana. CRECES Ciencia y tecnología, Chile.
- [335] B Vanderhaven (2013) Climate change direct effects on Antarctic fish and indirect effects on ecosystems and fisheries management. Supervised Project report (ANTA604).
- [336] F van der Leeden, FL Troise, DK Todd (1990) *The Water Encyclopedia.* Lewis Publishers p. 808.
- [337] G Van der Kraak, NW Pankhurst (1997) Temperature effects on the reproductive performance of fish. En: *Global warming: implications for fresh water and marine fish* (Eds: CM Wood, DG McDonald) Cambridge p. 159-176.

- [338] F Vargas (2014) Informe final de estadísticas pesqueras del año 2013. Departamento de Fauna y Pesca de la Dirección de Fauna y Áreas Naturales Protegidas. Chaco, Argentina.
- [339] AEAM Vazzoler (1996) Biología da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática. Maringá: EDUEM, p. 169
- [340] JC Vidal (1964) Un caso de mortandad de peces en el río Paraná. Secretaria de estado de agricultura y ganadería. Dirección general de pesca. Dpto. de investigaciones pesqueras.
- [341] VM Vidal-Martínez, E Torres-Irineo, D Romero, G Gold-Bouchot, E Martínez-Meyer, D Valdés-Lozano, ML Aguirre-Macedo (2015) Environmental and anthropogenic factors affecting the probability of occurrence of *Oncomelas wagneri* (Cestoda: Trypanorhyncha) in the southern Gulf of Mexico. *Parasites & Vectors* 8: 609
- [342] CA Virasoro (1995) Contribución al conocimiento de la biología del *Pterodoras granulosus* Val. Bleck (Peces, Doradidae) “Armado”: Alimentación. Museo Pov. De Cs. Naturales “F. Ameghino”.
- [343] A Volpedo, AP Rabuffetti, C Llorente, D Wunderlin, D Colautti, E Abrial, E Avigliano, EC Rueda, F Vargas, G Mastrantonio, M Muñoz, P Sanzano, PM Ondarza, P Carriquiriborde, S De Simone (2017) Evaluación de riesgos toxicológicos en población humana por consumo de sábalo. Grupo ad hoc peces. RSA-CONICET, Red de Seguridad Alimentaria del CONICET, Buenos Aires. pp. 53.
- [344] JH Ward (1963) Hierarchical Grouping to Optimize an Objective Function. *J Am Stat Assoc* 58: 236–244.
- [345] GJ Wege, RO Anderson (1978) Relative weight (W_r): a new index of condition for largemouth bass. En: *New approaches to the management of small impoundments* (Eds: GD Novinger, JG Dillard) *Am Fish S p.* 79-91
- [346] RL Welcomme (1975) The fisheries ecology of African floodplains. *CIPA Technical Paper* 3: 1-51.
- [347] RL Welcomme (1985) River fisheries. FAO. *Fish Technical Paper*. p. 330.
- [348] RL Welcomme (1990) Status of fisheries in South American Rivers. *Interciencia* 15: 449-455.
- [349] RL Welcomme, A Halls (2004) Dependence of tropical river fisheries on flow. *Ecology and Hydrobiology*
- [350] RT Wetherald, S Manabe (2002) Simulation of hydrologic changes associated with global warming. *J. Geophys. Res.* 107(D19): 4379
- [351] WFC (2007) Fisheries and aquaculture can provide solutions to cope with climate change. *World Fish Center*. WFC Brief.
- [352] M Wild, H Gilgen, A Roesch, A Ohmura, CN Long, EG Dutton, B Forgan, A Kallis, V Russak (2005) From dimming to brightening: decadal changes in solar radiation at earth’s surface. *Science* 308: 847–850.
- [353] KO Winemiller (1989) Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia* 81: 225-241.
- [354] KO Winemiller, KA Rose (1992) Patterns of life history diversification in North American fishes: implications for population regulation. *Can J Fish Aquat Sci* 49: 2196–2218.
- [355] KO Winemiller (2004) Floodplain river food webs: Generalizations and implication for fisheries management. Proceedings of the second international symposium on the management of large rivers for fisheries. FAO Office for Asia and the Pacific, Bangkok.
- [356] KO Winemiller (2005) Floodplain river food webs: generalizations and implications for fisheries management. En: Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries. 2: 11–14 Phnom Penh, Cambodia. (Ed. RL Welcomme, T Petr). Mekong River Commission, Phnom Penh, Cambodia, 285–312.
- [357] KO Winemiller, PB McIntyre, L Castello, E Fluet-Chouinard, T Giarrizzo, S Nam, IG Baird, W Darwall, NK Lujan, I Harrison, MLJ Stiassny, RAM Silvano, DB Fitzgerald, FM Pelicice, AA Agostinho, LC Gomes, JS Albert, E Baran, M Petrere Jr., C Zarfl, M Mulligan, JP Sullivan, CC Arantes, LM Sousa, AA Koning, DJ Hoenighaus, M Sabaj, JG Lundberg, J Armbruster, ML Thieme, P Petry, J Zuanon, G Torrente Vilara, J Snoeks, C Ou, W Rainboth, CS Pavanelli, A Akama, A van Soesbergen, L Sáenz (2016) Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* 351: 128-129.
- [358] M Wong, E Williams, J Pittock, U Ollier, P Schelle (2007) World’s top 10 rivers at risk. WWF International. Gland, Switzerland.
- [359] MA Xenopoulos, DM Lodge, J Alcamo, M Marker, K Schulze, DP Van Vuuren (2005) Scenarios of freshwater fish extinctions from climate change and water withdrawal. *Global Change Biol* 11: 1557–1564.
- [360] L Zambrano, E Martínez-Meyer, N Menezes, AT Peterson (2006) Invasive potential of common carp (*Cyprinus carpio*) and Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in American freshwater systems. *C J Fish Aquatic Sci* 63: 1903-1910.

Anexo I. Listado de especies.

Tabla 1. Listado de especies basada en el criterio de Reis y col. (2003); siguiendo a Mirande y Koerber (2015). Presencia por bases de datos.

Orden Familia Especie	Bases de datos				
	PPARG	INALI	VIRASORO	PPSF	LH
Orden Myliobatiformes					
Potamotrygonidae					
<i>Potamotrygon motoro</i> (Müller y Henle, 1841)		X	X		X
<i>Potamotrygon sp.</i>	X			X	
Orden Clupeiformes					
Engraulidae					
<i>Lycengraulis grossidens</i> (Spix y Agassiz, 1829)	X		X	X	X
Pristigasteridae					
<i>Pellona flavipinnis</i> (Valenciennes, 1836)		X			X
Orden Cypriniformes					
Cyprinidae					
<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758)				X	
Orden Characiformes					
Parodontidae					
<i>Apareiodon sp.</i>		X			
<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879)					X
Curimatidae					
<i>Cyphocharax sp.</i>				X	X
<i>Cyphocharax platanus</i> (Günther, 1880)		X			X
<i>Cyphocharax spilatus</i> (Vari, 1987)					X
<i>Cyphocharax voga</i> (Hensel, 1870)					X
<i>Gasterostomus latior</i> Fernandez-Yepe, 1948		X			
<i>Potamorhina squamoralevis</i> (Braga y Azpelicueta, 1983)					X
<i>Psectrogaster curviventris</i> Eigenmann y Kennedy, 1903					X
<i>Steindachnerina sp.</i>					X
<i>Steindachnerina biornata</i> (Braga y Azpelicueta, 1987)					X
<i>Steindachnerina brevipinna</i> (Eigenmann y Eigenmann, 1889)					X
<i>Steindachnerina conspersa</i> (Holmberg, 1891)					X
Prochilodontidae					
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1837)	X	X	X	X	X
Anostomidae					
<i>Megaleporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1837)	X	X	X	X	X
<i>Schizodon sp.</i>					X
<i>Schizodon fasciatus</i> (Spix y Agassiz, 1829)		X			
<i>Schizodon borellii</i> (Boulenger, 1900)					X
<i>Schizodon platae</i> (Garman, 1890)		X			X
Serrasalminidae					
<i>Myleus tiete</i> (Eigenmann y Norris, 1900)		X			
<i>Mylossoma duriventre</i> (Cuvier, 1818)					X
<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg, 1887)	X	X	X		
<i>Pygocentrus nattereri</i> (Kner, 1860)		X			X
<i>Serrasalmus sp.</i>	X		X	X	
<i>Serrasalmus maculatus</i> - Kner, 1858		X			X
<i>Serrasalmus marginatus</i> - Valenciennes, 1837		X			X
Gasteropelecidae					
<i>Thoracocharax stellatus</i> (Kner, 1858)					X
Characidae					
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> Menezes, 1992		X			X
<i>Astyanax sp.</i>	X	X			X
<i>Astyanax abramis</i> (Jenyns, 1842)					X
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken, 1875)					X
<i>Astyanax correntinus</i> (Holmberg, 1891)					X
<i>Astyanax erythropterus</i> (Holmberg, 1891)					X
<i>Astyanax rutilus</i> (Jenyns, 1842)					X
<i>Brycon sp.</i>	X				
<i>Brycon orbignyanus</i> (Valenciennes 1850)				X	X
<i>Charax stenopterus</i> (Cope, 1894)		X			X
<i>Cynopotamus sp.</i>					X

<i>Cynopotamus argenteus</i> Valenciennes, 1836		X			X
<i>Cynopotamus kincaidi</i> (Schultz, 1950)					X
<i>Galeocharax</i> sp.					X
<i>Galeocharax humeralis</i> (Valenciennes, 1834)					X
<i>Oligosarcus jenynsii</i> (Günther, 1864)					X
<i>Oligosarcus oligolepis</i> (Steindachner, 1867)					X
<i>Rhaphiodon vulpinus</i> (Spix y Agassiz 1829)		X		X	X
<i>Roeboides affinis</i> (Günther, 1868)					X
<i>Roeboides descavadensis</i> Fowler, 1932					X
<i>Roeboides microlepis</i> (Reinhardt, 1851)		X			X
<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier, 1816)	X	X		X	X
<i>Triporthes nematurus</i> (Kner, 1858)		X			X
Erythrinidae					
<i>Hoplias</i> aff. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794)	X	X		X	X
Orden Siluriformes					
Callichthyidae					
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)				X	
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)		X			X
Loricariidae					
<i>Brochiloricaria chauliodon</i> Isbrücker, 1979					X
<i>Farlowella hahni</i> Meinken, 1937					X
<i>Furcodontichthys novaesi</i> Rapp Py-Daniel, 1981		X			
<i>Hypostomus</i> sp.		X		X	X
<i>Hypostomus alatus</i> Castelnau, 1855		X			
<i>Hypostomus commersoni</i> (Valenciennes, 1836)		X			X
<i>Hypostomus luteomaculatus</i> (Devincenzi, 1942)					X
<i>Hypostomus plecostomus</i> Linnaeus, 1758		X			
<i>Lamontichthys filamentosus</i> (La Monte, 1935)		X			
<i>Loricaria</i> sp.		X		X	
<i>Loricaria apeltogaster</i> Boulenger, 1895					X
<i>Loricaria simillima</i> Regan, 1904					X
<i>Loricariichthys anus</i> (Valenciennes, 1835)					X
<i>Loricariichthys melanocheilus</i> Reis y Pereira, 2000					X
<i>Loricariichthys platymetopon</i> Isbrücker y Nijssen, 1979					X
<i>Paraloricaria vetula</i> (Valenciennes, 1835)					X
<i>Pseudohemiodon laticeps</i> (Regan 1904)				X	X
<i>Pterygoplichthys</i> sp.				X	
<i>Pterygoplichthys ambrosettii</i> (Holmberg, 1893)					X
<i>Pterygoplichthys anisitsi</i> Eigenmann y Kennedy, 1903		X			X
<i>Rhinelepis aspera</i> Spix y Agassiz, 1829					X
<i>Ricola macrops</i> (Regan, 1904)					X
<i>Sturisoma robustum</i> (Regan, 1904)					X
Heptapteridae					
<i>Pimelodella</i> sp.	X				
<i>Pimelodella gracilis</i> (Valenciennes, 1835)		X			X
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy y Gaimard, 1824)		X			X
Pimelodidae					
<i>Bergiaria westermanni</i> (Lütken, 1874)		X			
<i>Hemisorubim</i> sp.		X			
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i> (Valenciennes, 1840)		X			X
<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken, 1874)		X			X
<i>Luciopimelodus pati</i> (Valenciennes, 1835)	X	X		X	X
<i>Megalonema argentinum</i> (MacDonagh, 1938)		X		X	
<i>Parapimelodus valenciennis</i> (Lutken, 1874)		X			X
<i>Pimelodus</i> sp.				X	X
<i>Pimelodus albicans</i> (Valenciennes, 1840)	X	X			X
<i>Pimelodus argenteus</i> Perugia, 1891					X
<i>Pimelodus maculatus</i> Lacépède, 1803	X	X			X
<i>Pseudoplatystoma</i> sp.	X			X	X
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix y Agassiz, 1829)		X		X	X
<i>Pseudoplatystoma reticulatum</i> Eigenmann, 1889		X		X	X
<i>Sorubim lima</i> (Bloch y Schneider, 18011)		X			X
<i>Zungaro jahu</i> (Ihering, 1898)	X	X			X
Doradidae					
<i>Oxydoras kneri</i> Bleeker, 1862		X		X	X

<i>Pterodoras granulosus</i> (Valenciennes, 1821)	X	X	X	X	X
<i>Rhinodoras dorbignyi</i> (Kner, 1855)		X			X
Auchenipteridae					
<i>Ageneiosus</i> sp.	X		X	X	X
<i>Ageneiosus inermis</i> (Linnaeus, 1766)		X			X
<i>Ageneiosus militaris</i> (Valenciennes, 1836)		X			X
<i>Auchneipterus</i> sp.		X			X
<i>Auchenipterus nigripinnis</i> (Boulenger, 1895)					X
<i>Auchenipterus osteomystax</i> (Miranda Ribeiro, 1918)					X
<i>Trachelyopterus</i> sp.		X	X		X
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)		X			X
<i>Trachelyopterus striatulus</i> (Steindachner, 1877)		X			X
Cetopsidae					
<i>Cetopsis starnesi</i> Vari, Ferraris y de Pinna, 2005					X
Orden Gymnotiformes					
Gymnotidae					
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758		X			
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1842)				X	X
Sternopygidae					
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1847)			X		
<i>Eigenmannia trilineata</i> López y Castello, 1966					X
Rhamphichthyidae					
<i>Rhamphichthys hahni</i> (Meinken, 1937)					X
<i>Rhamphichthys rostratus</i> (Linnaeus, 1766)		X			
Orden Atheriniformes					
Atherinopsidae					
<i>Odontesthes bonariensis</i> (Valenciennes, 1835)	X	X			X
Orden Synbranchiformes					
Synbranchidae					
<i>Synbranchus marmoratus</i> (Bloch 1795)		X		X	
Orden Perciformes					
Sciaenidae					
<i>Pachyurus bonariensis</i> Steindachner, 1879		X	X	X	X
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)					X
<i>Plagioscion ternetzi</i> Boulenger, 1895		X			
Cichlidae					
<i>Australoheros facetus</i> (Jenyns 1842)		X			X
<i>Australoheros scitulus</i> (Rican y Kullander, 2004)					X
<i>Cichlasoma dimerus</i> (Heckel, 1840)					X
<i>Crenicichla lepidota</i> Heckel, 1840		X			X
<i>Crenicichla saxatilis</i> (Linnaeus, 1758)		X			
<i>Crenicichla vittata</i> Heckel, 1840					X
<i>Gymnogeophagus australis</i> (Eigenmann, 1907)					X
<i>Gymnogeophagus meridionalis</i> Reis y Malabarba, 1988					
Orden Pleuronectiformes					
Achiridae					
<i>Catathyridium jenynsii</i> (Günther, 1862)		X	X		X

Anexo II. Estadísticas oficiales. De lo antrópico.

Tabla 1. Publicaciones oficiales de Producción pesquera Argentina consultadas en esta tesis.

Título de las publicaciones consultadas	Fuente
Apuntes sobre la industria pesquera nacional.	Extracto del Boletín del Ministerio de Agricultura de la Nación. 1922
Estadística de la pesca 1925	Ministerio de Agricultura de la Rep. Argentina. 1926
Sumario Estadístico. Económico de la pesca. 1926	Ministerio de Agricultura de la Rep. Argentina. Dirección gral. de ganadería.
Apuntes económicos sobre la pesca. 1927	Ministerio de Agricultura de la Rep. Argentina. Dirección gral. de ganadería.
Estadística de la pesca Marítima – Fluvial – Lacustre. Quinquenio 1929-1933 y Año 1934	Ministerio de Agricultura de la República Argentina, Dirección de ganadería, División de piscicultura. 1935
Estadística de la pesca Marítima – Fluvial – Lacustre Año 1935	Ministerio de Agricultura de la República Argentina, Dirección de ganadería, División de piscicultura
Estadística de la pesca Año 1936	Ministerio de Agricultura de la República Argentina, Dirección de ganadería, División de piscicultura. 1938
Estadística de la pesca Año 1937	Ministerio de Agricultura de la República Argentina, Dirección de ganadería, División de piscicultura. 1939
Estadística de la pesca Año 1938	Ministerio de Agricultura de la República Argentina, Dirección de ganadería, División de piscicultura. 1940
Estadística de la pesca Año 1939	Ministerio de Agricultura de la República Argentina, Dirección de ganadería, División de piscicultura. 1940
Estadística de la pesca Año 1940	Ministerio de Agricultura de la República Argentina, Dirección de Abastecimiento, Industria y Comercio. División de pesca y piscicultura. 1942
Estadística de la pesca Año 1941	Ministerio de Agricultura de la República Argentina, Dirección de Abastecimiento, Industria y Comercio. División de pesca y piscicultura. 1943
Actividades Pesqueras en el Año 1942	Ministerio de Agricultura de la República Argentina, Dirección de Abastecimiento, Industria y Comercio. División de pesca y piscicultura. 1944
Producción Pesquera de la República Argentina Años 1943-44-45	Ministerio de Agricultura y Ganadería de la República Argentina, Dirección General de pesca y conservación de la fauna. 1950
Producción Pesquera de la República Argentina Años 1946/53	Ministerio de Agricultura y Ganadería de la República Argentina. 1955
Producción Pesquera de la República Argentina Años 1954 a 1956	Secretaría de Estado de Agricultura y Ganadería de la Nación. 1960
Boletín Mensual de Estadística.	Secretaría de Hacienda. Dirección nacional de estadística y censos. 1960
Boletín Mensual de Estadística.	Secretaría de Hacienda. Dirección nacional de estadística y censos. 1962
Producción Pesquera Argentina 1961	Secretaría de Estado de Agricultura y Ganadería de la Nación. Dirección general de pesca. Departamento de investigaciones pesqueras. 1963
Producción Pesquera Argentina 1962	Secretaría de Estado de Agricultura y Ganadería de la Nación. Dirección general de pesca. Departamento de investigaciones pesqueras.
Producción Pesquera Argentina 1963	Secretaría de Estado de Agricultura y Ganadería de la Nación. Dirección general de pesca. Departamento de investigaciones pesqueras.
Producción Pesquera Argentina 1964	Secretaría de Estado de Agricultura y Ganadería de la Nación. Dirección general de pesca y conservación de la fauna. Departamento de investigaciones pesqueras. 1964
Producción Pesquera Argentina 1965	Secretaría de Estado de Agricultura y Ganadería de la Nación. Dirección general de pesca y conservación de la fauna. Departamento de investigaciones pesqueras.
Producción Pesquera Argentina 1966	Secretaría de Estado de Agricultura y Ganadería de la Nación. Dirección general de pesca y conservación de la fauna. Departamento de investigaciones pesqueras.
Producción Pesquera Argentina 1967	Secretaría de Estado de Agricultura y Ganadería de la Nación. Dirección general de pesca y conservación de la fauna. Departamento de investigaciones pesqueras.
Producción Pesquera Argentina 1968	Servicio Nacional de Pesca. Secretaría de Estado de Agricultura y Ganadería de la Nación. Departamento de investigaciones pesqueras.
Producción Pesquera Argentina 1969	Servicio Nacional de Pesca. Secretaría de Estado de Agricultura y Ganadería de la Nación. Departamento de investigaciones pesqueras.
Producción Pesquera Argentina 1970/1971	Servicio Nacional de Pesca. Ministerio de Agricultura y Ganadería.

	Subsecretaria de recursos naturales renovables. Instituto de investigación y desarrollo pequero.
Estructura y evolución de la actividad pesquera en la republica argentina. 1970	Instituto de la producción. UNLP. Facultad de Cs. Económicas. 1971
Producción Pesquera Argentina 1973	Servicio Nacional de Pesca. Departamento de fiscalización pesquera. Secretaria de recursos naturales y ambiente humano. Subsecretaria de recursos naturales renovables.
Pesca Continental Argentina 1974-75-76	Ministerio de Economía, Secretaria de Estado de Intereses Marítimos. Subsecretaria de pesca, Dirección Nacional de Pesca Continental
Pesca Continental Argentina 1977	Ministerio de Economía, Secretaria de Estado de Intereses Marítimos. Subsecretaria de pesca, Dirección Nacional de Pesca Continental
Introducción a la Pesca Argentina, su rol en la economía nacional y mundial. 1981-1983.	Espez Espoz, M. Fundación Atlántica. 1985. p. 336
Diagnóstico de información pesquera. Período: al 01-01-1988	Secretaria de Agricultura, Ganadería y Pesca. Programa de gestión para el sector público Argentino. 1988

De lo antrópico.

Para el armado de la matriz antrópica se recopiló todo tipo de información referida a diversas acciones de tipo antropogénicas relacionadas con la pesca y la producción pesquera. Para esto fueron consultados todo tipo de entes e instituciones municipales, provinciales y nacionales. Ente otros, la biblioteca de Producción y de Economía de la Nación, archivos históricos de la ciudad de Santa Fe (archivos del Diario El Litoral y de la Universidad Nacional del Litoral), y entes gubernamentales, como el Ministerio de Producción y Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Provincia de Santa Fe. Además, a nivel nacional se consultaron archivos del Ministerio de Agroindustria (MINAGRI), Ministerio de Hacienda y Finanzas Públicas (MECON, biblioteca), y Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SAGPyA).

Aproximadamente el 90% de la producción pesquera continental del país exportada proviene de los principales puertos de desembarco de las provincias de Santa Fe y Entre Ríos (Espinach Ros y col., 2012). En la actualidad, los datos con que se cuenta de exportación de pescado de río, totales en toneladas o discriminados por especies, e inclusive en ciertos años discriminado por destino, son brindados por la Oficina de Estadísticas de Comercio Exterior (SENASA), e informes sobre comercio exterior de productos pesqueros elaborados por el área de Economía Pesquera de la SAGPyA (información provista por INDEC; Prol, 2008). Las provincias por su parte, llevan adelante sus propios registros y estadísticas sobre exportación (sobre todo desde 2006; Santa Fe, Entre Ríos) bajo diferentes criterios (en cuanto el registro de exportaciones, volúmenes explotados, comercialización del recurso pesquero), dado que de la comparación de datos provistos por las distintas fuentes se observan diferencias en las mediciones (toneladas anuales) de ciertos años.

Del análisis de la información recabada respecto del período actual (desde 2000), se denota que las cifras de volúmenes exportados (totales, por provincias, por especies), suelen no coincidir al confrontar las fuentes. Lo mismo ocurre al querer contrastar y analizar datos relacionados por ejemplo, con el número de pescadores registrados dedicados a la pesca como actividad principal (registros nacionales, y propios de las provincias). En primer lugar, dichos datos presentan grandes vacíos de información, solo se cuenta con registros muy esporádicos en el tiempo y generalizados (esto es no discriminados por ríos, sectores, puertos). En segundo lugar, las cifras y estimaciones de la actualidad en general contrastan con lo previsto por el Censo Nacional de Poblaciones, o presentan grandes diferencias entre el número real de licencias de pesca comercial/deportiva, y el número de familias que se conoce están ligadas a la pesca (empleados del sector privado asociados a la actividad, de modo formal-informal). A modo de ejemplo de irregularidades e imprecisiones en los registros y datos aportados, los padrones de pescadores elaborados por la provincia de Santa Fe entre 2006-2007, arrojaron cifras diferentes respectivamente (2.220 y 2.995; Secretaria de Medio Ambiente y Sindicato de Pescadores).

Anexo III. Estructura de las bases de datos.

Estructura temporal de las bases de datos

En la Figura 1 de la página siguiente (colocada apaisada para una mejor visualización en detalle de las series) se muestra a lo largo del período de tiempo estudiado (1935-2016) la estructuración temporal de cada base de datos. Se indican los años con información íctica aportada por las diferentes bases de datos en sus respectivas escalas temporales, y en gris en parte superior del gráfico la serie temporal completa con información biológica considerando todos los sets de datos (66 años en total).

En el caso del set PPARG la información se desglosa en 4 partes indicándose en cada caso si los datos de captura comercial corresponden a registros mensuales o anuales, y a su vez si estos fueron discriminados por puertos y/o por especies. Se denota como la serie completa de PPARG aporta en total 43 años de información de capturas ícticas comerciales de agua dulce entre 1935-1956, 1961-1971, 1973-1978 y 1980-1983 (Figura 1). La misma cantidad de años aporta información de registros anuales de capturas totales (frecuencia absoluta de producción pesquera, registros de la pesca, kilogramos o toneladas) discriminados por puertos de desembarco, pero no discriminados por especies. De esos, en 27 años se registran capturas anuales totales por puertos y por especie (1936-1945, 1961-1969, 1973-1978, 1980-1982). Se cuenta con registros mensuales de capturas por especies por puerto de desembarco en un total de 24 años (1936-1945, 1961-1969, 1973-1977).

En el caso del set INALI, segunda serie temporal más extensa de las bases de datos, se cuenta con 25 años de información entre 1964 y 1996 (1964-1969, 1971-1973, 1979-1980, 1984-1996; Figura 1). Los registros de talla y peso por especie por sitio de muestreo son mensuales, como se muestra en detalle en Figura 2. La base de datos VIRASORO contiene 3 años de información (1978-1980) de registros mensuales de biomasa y estructura de talla por especies (Figura 2).

El set de datos LH contiene información íctica de datos biométricos (peso, talla) por especie proveniente de muestreos mensuales realizados a lo largo de 8 años, durante el período 2009-2016 (Figura 1). En la Figura 3 se detalla dicha serie junto con la del set PPSF, el cual aporta 5 años de información mensual de registros de las pesca fiscal (número de piezas –ejemplares capturados- y captura total en kilos) por especie de los principales puertos de la provincia de Santa Fe entre 2011-2015.

Las figuras 2 y 3 muestran en mayor detalle las series de datos mensuales discriminando de modo categórico por tipo de variables medidas presentes en cada caso (tipo de dato biológico íctico aportado).

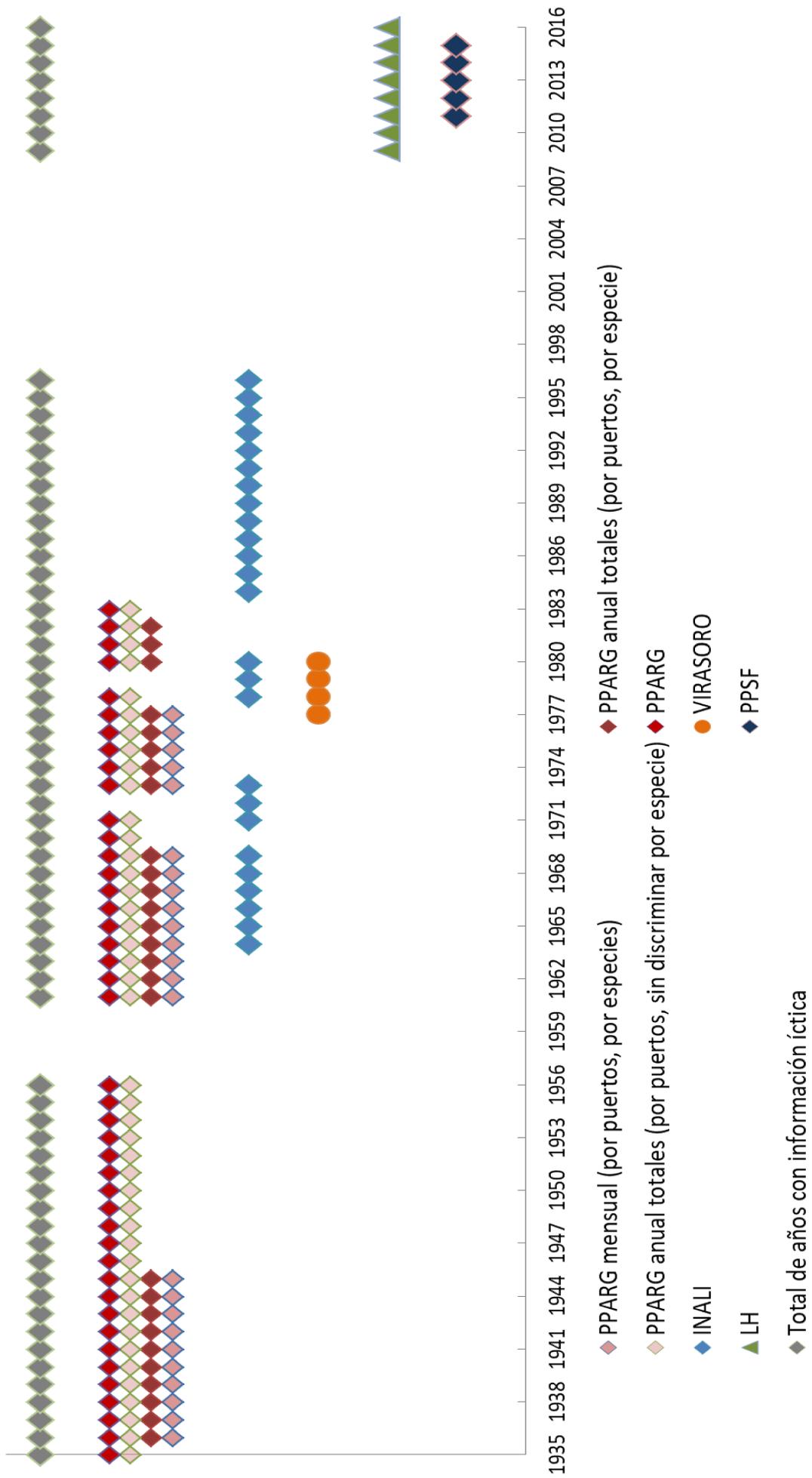


Figura 1. Estructura temporal de las diferentes bases de datos, registro de la información inter e intraanual.

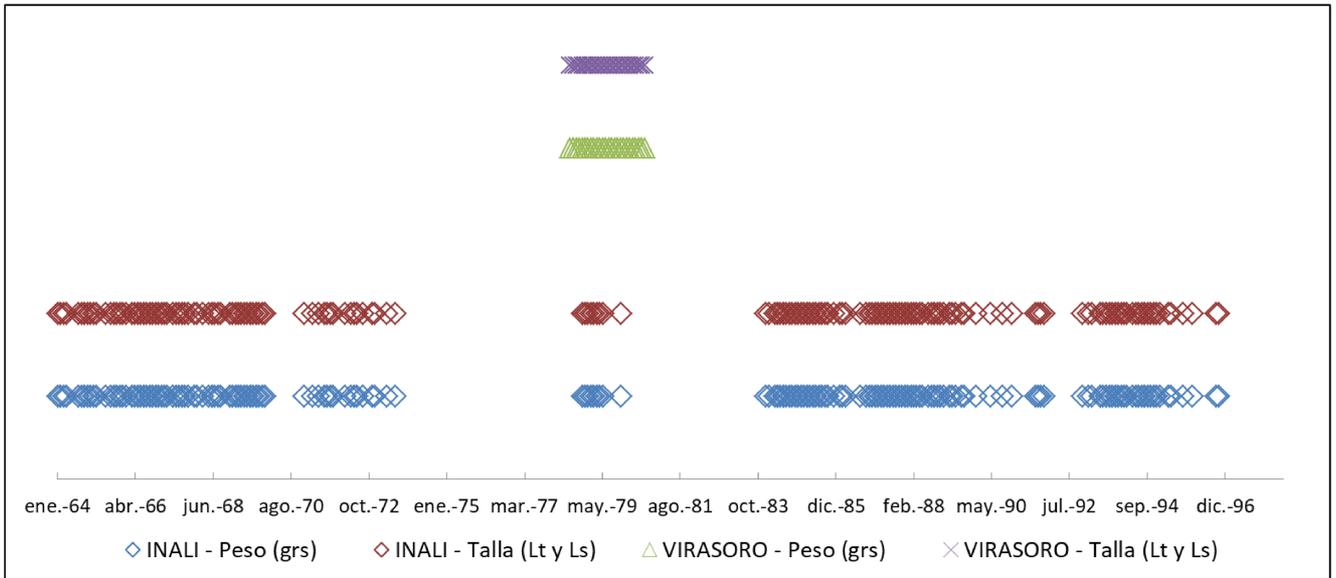


Figura 2. Estructura temporal de base de datos INALI y VIRASORO discriminando de modo categórico por tipo de variables medidas presentes en cada caso mensualmente.

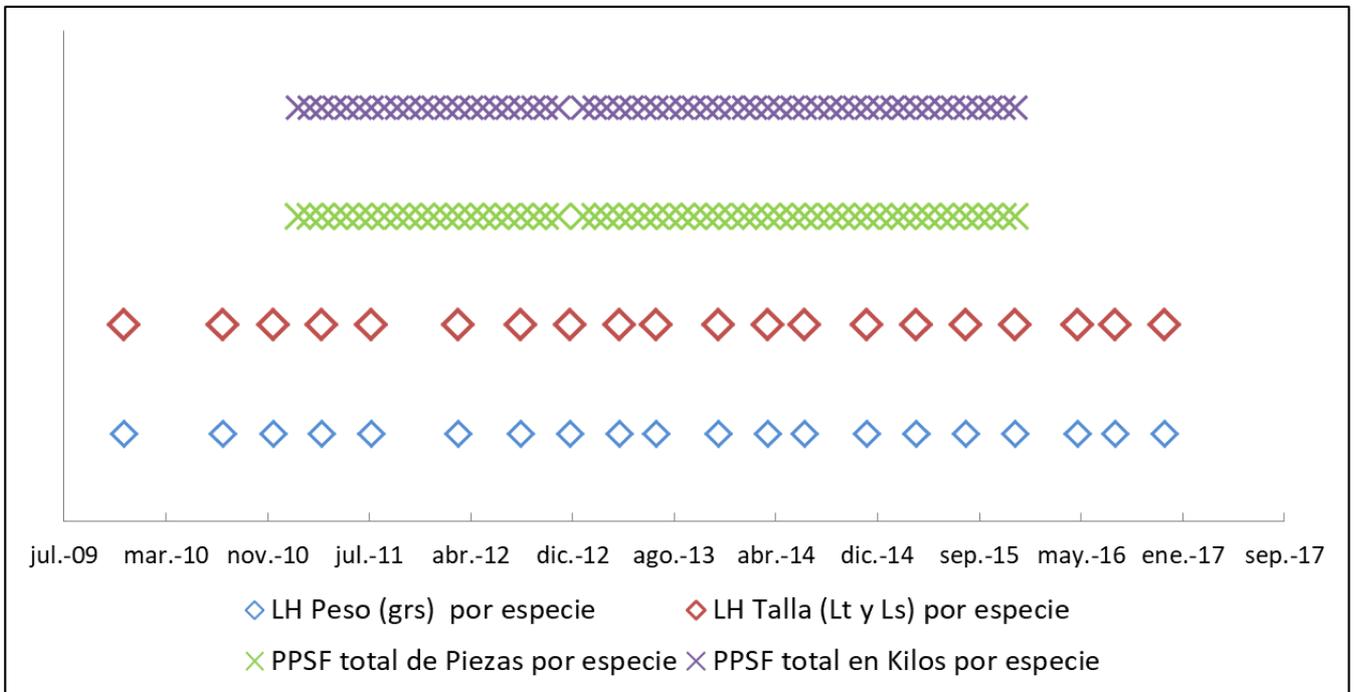


Figura 3. Estructura temporal de base de datos LH y PPSF discriminando de modo categórico por tipo de variables medidas presentes en cada caso mensualmente.

Estructura espacial de las bases de datos

En complemento a la información de figura 3 del Capítulo 3, en la Figura 4 se observa la estructuración especial de las bases de datos a lo largo del tramo medio del río Paraná. Con diferentes colores se identifican los sitios de muestreo geo-referenciados por set de datos.

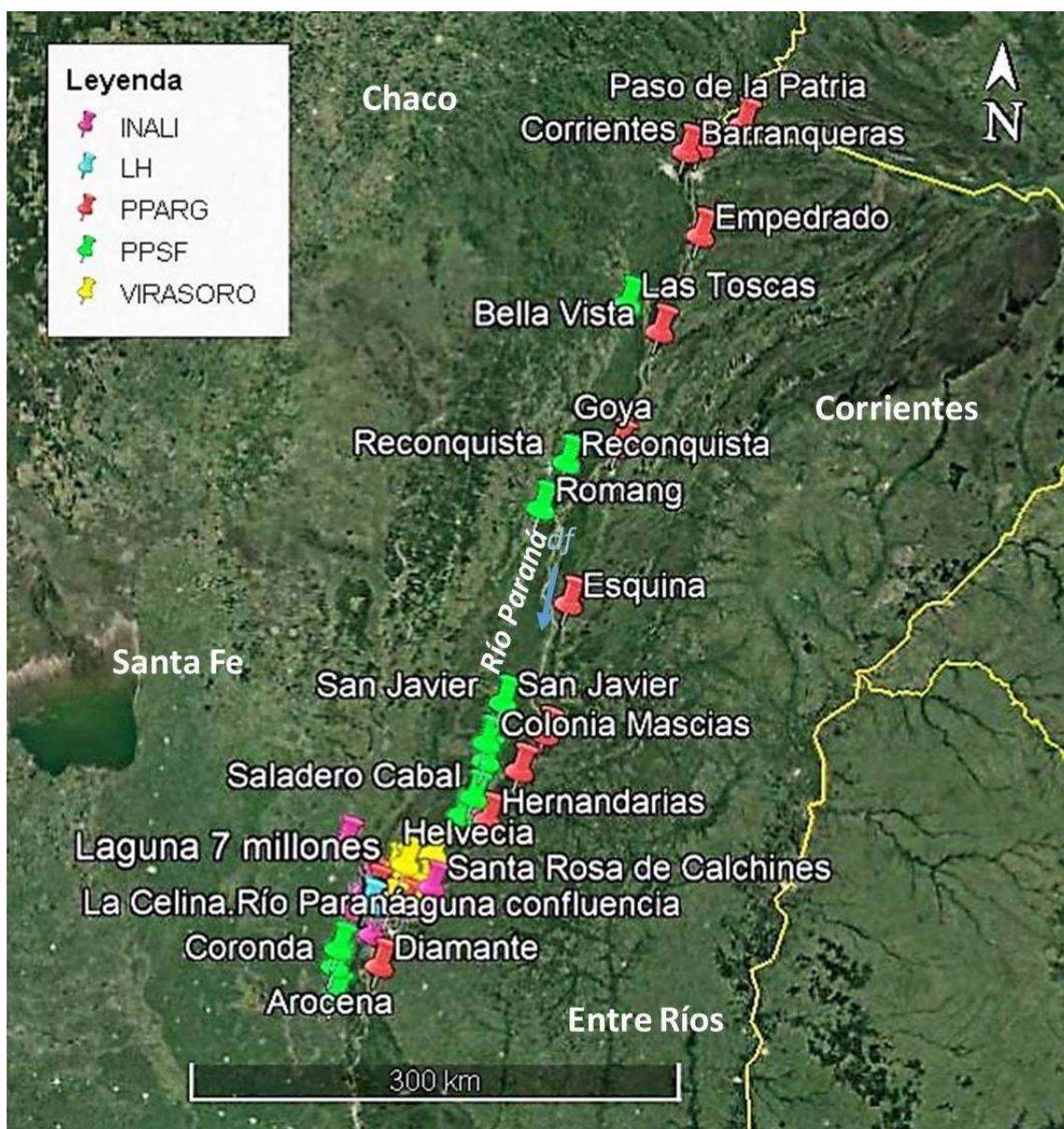


Figura 4. Sitios de estudio pertenecientes a las diferentes bases de datos. Tramo medio del río Paraná.

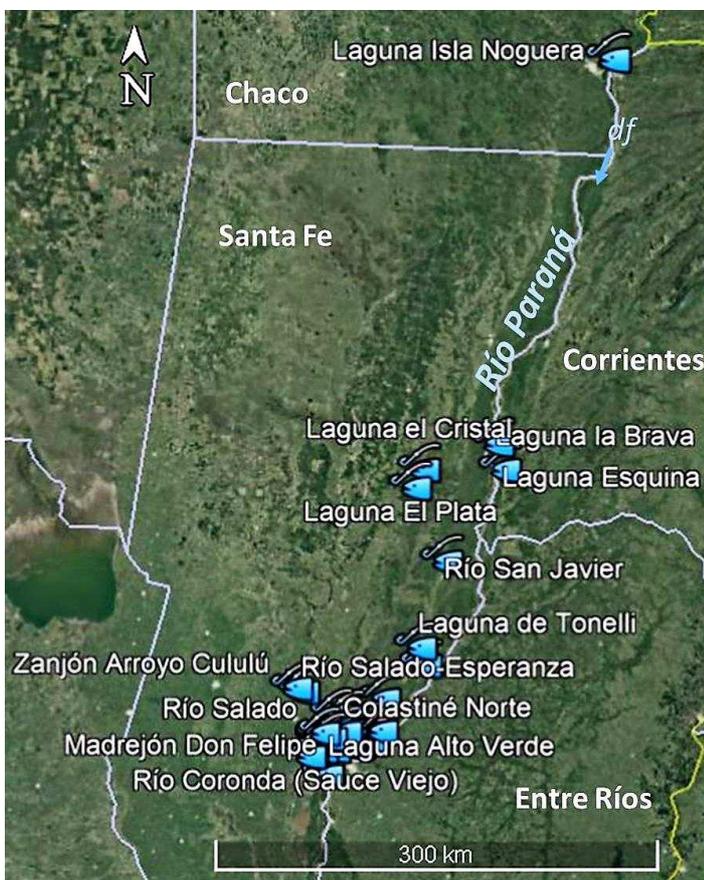
Producción Pesquera (PPARG)

Las capturas ícticas comerciales corresponden a los diferentes puertos de desembarco (total de 47) localizados sobre el río Paraná en territorio argentino. Los mismos fueron ordenados en función de sub-tramos del río: tramo superior, medio e inferior; siendo 16 los pertenecientes al tramo medio (Figura 5).



Figura 5. Puertos de desembarco pertenecientes al tramo medio del Río Paraná.

Base INALI



Los datos biológicos de la ictiofauna provienen de ambientes leníticos (más de 50 cuerpos de agua de la provincia de Santa Fé) y lóticos (diferentes sectores de los Ríos Carcarañá, Colastiné, Coronda, Salado y Corrientes) y al mismo cauce principal, del tramo medio del río Paraná, muestreados entre los años 1964 y 1996. Se realizó un análisis exploratorio de los datos en función de los ambientes lótico-leníticos asociados a diversos sub-sistemas fluviales de la planicie y al propio cauce principal del Paraná. En función de los resultados, posteriormente se procedió a la geo-referenciación de los datos (figura 6), y luego se realizó una depuración de los sitios de muestreo.

Figura 6. Localización (geo-referenciación) de los sitios de muestreo contenidos en la base INALI ubicados a lo largo del tramo medio.

El criterio aplicado en la depuración consistió en: a) excluir los sitios asociados a otros ríos que no fuera el Paraná, b) excluir sitios alejados (todos con baja frecuencia de muestreo), c) excluir sitios con baja frecuencia de muestreo a lo largo del tiempo, o cuyos muestreos no fueran constantes en al menos 2 años de seguimiento (muchos sitios presentaban grandes vacíos de información o solo eran muestreados esporádicamente de modo muy parcheado en el tiempo, o inclusive muestreados en solo una oportunidad), d) excluir aquellos con bajo aporte de datos (escasos datos biométricos de los peces por sitio). En función de este proceso de un total de 188 sitios de muestreo referenciados en la matriz original ubicados a lo largo del tramo medio del río Paraná, se seleccionaron 87 siendo estos de los que se tenía mayor aporte de información, frecuencia de muestreos en el tiempo y mayor seguridad de la localización, todos sitios de procedencia más cercanos (próximos) a la ciudad de Santa Fe y Paraná, a los que se definió como “sistema macro Paraná”.

Base Virasoro

El estudio del cual fueron obtenidos los datos biológicos de peces se centró sobre todo en la base de operaciones Isla Carabajal. Los muestreos biológicos fueron realizados a partir de la construcción de canchas de arrastre. Dichas canchas se establecieron entre el Isote Los Mellizos y la Isla Carabajal (Santa Fe) propiamente dicha, contando con un largo aproximado de 400 m y una profundidad oscilante entre los 4 y 10 m sobre el canal del río (Figura 7).



Figura 7. Localización de algunos de los sitios muestreados en el área de estudio que permiten ver la diversidad de sitios próximos al área Paraná-Santa Fe.

Base LH

El área de estudio se encuentra situada en la planicie de inundación del tramo medio, al sur de la ciudad de Santa Fe, en un cauce secundario como “Arroyo Catarata” (Figura 8).



Figura 8. Sitios de muestreo en el área de estudio, Arroyo Catarata.



Registro de la Pesca Santa Fe (PPSF)

Distribución de la nómina de puertos de desembarco registrados en la provincia de Santa Fe, de los cuales se obtuvo información de capturas ícticas comerciales fiscalizadas entre 2011-2015. Del total de 19 puertos geo-referenciados, consideramos 12 como pertenecientes al tramo medio del río Paraná (Figura 9).

Figura 9. Puertos fiscalizados pertenecientes al tramo medio del Río Paraná, provincia de Santa Fe.