

EVALUACIÓN DE LA ECOTOXICIDAD DE EFLUENTES INDUSTRIALES Y MUNICIPALES

Walter Darío Di Marzio^{1,2}

¹ Programa de Investigación en Ecotoxicología, Departamento de Ciencias Básicas, Universidad Nacional de Luján. www.priet.unlu.edu.ar

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas CONICET

ESCENARIO AMBIENTAL

La normativa ambiental, vigente en la provincia de Buenos Aires, referida a la descarga de efluentes líquidos no contempla la evaluación de su ecotoxicidad. Esto significa que un efluente determinado puede ser tóxico para los organismos pero al cumplir con los límites de descarga establecidos en la Resolución 389/98 y su modificación 336/2003 sobre “Efluentes líquidos residuales y/o industriales”, pueda ser descargado en un cuerpo de agua determinado.

La toxicidad de un efluente no puede ser entendida, ni explicada, solamente por el análisis de las concentraciones de sustancias o parámetros individuales. Por el contrario, es la resultante de la interacción, sinergista o antagonista, de cada uno de los componentes físicos y químicos que componen los efluentes. Por lo tanto, la única manera de evaluar su potencia tóxica es mediante la aplicación de ensayos o test de toxicidad utilizando organismos estandarizados para tal fin.

En la actualidad, en muchos países, el monitoreo de los efluentes se realiza siguiendo el esquema que se indica a continuación en la Figura 1:

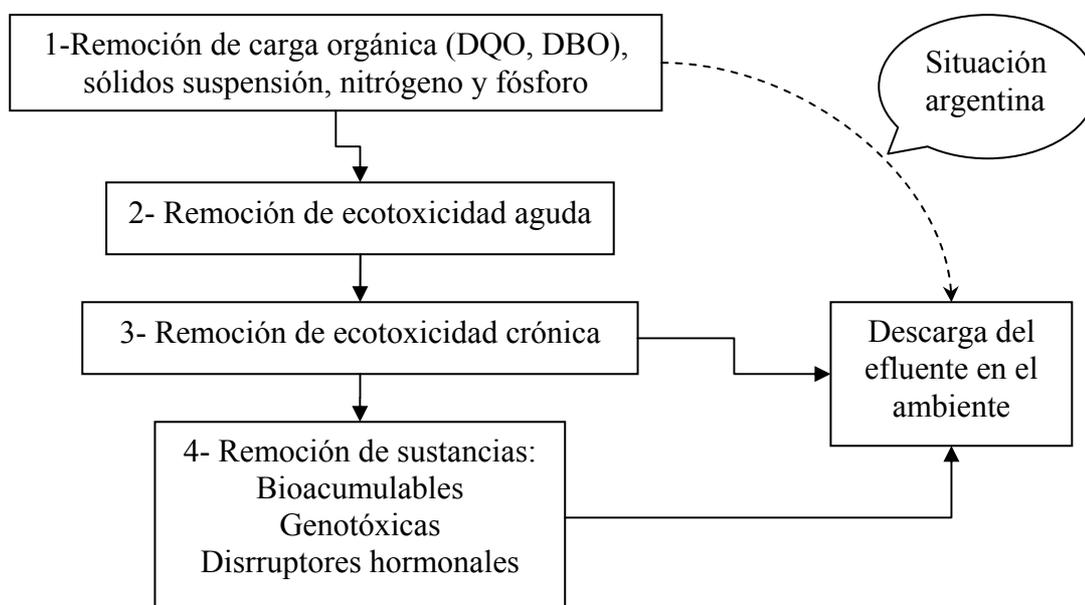


Figura 1

En principio, esto implica un estricto control en la remoción de carbono pero además de nitrógeno y fósforo, principalmente por medios biológicos. Lo cual significa incluir en el diseño de un sistema de tratamiento, por lodos activados por ejemplo, cámaras anóxicas y anaeróbicas, respectivamente. Sistemas combinados de lodos activados para remoción de carbono en serie con un sistema Nitro-

DeNitro para remover el nitrógeno, vía nitrificación-denitrificación. Asimismo, implica un seguimiento adecuado de las formas químicas del nitrógeno y fósforo que estarán biodisponibles en los cuerpos de agua y que podrán disparar procesos de eutrofización. Por ejemplo, a la medida de fósforo total exigida en la legislación, se debería incluir la determinación de la concentración de su forma biodisponible o fósforo soluble.

Por otro lado, la determinación de los compuestos nitrogenados debería hacerse teniendo en cuenta las formas biodisponibles más relevantes para los microorganismos como Amonio y Nitratos. El Nitrito sería rápidamente oxidado en sistemas aeróbicos y su control como indicador de posible agente eutrofizador no tendría validez. Sin embargo, muchos cuerpos de agua de la provincia de Buenos Aires (ver más adelante el caso del río Luján) presentan un déficit permanente de oxígeno disuelto, retrasando todos los procesos que impliquen utilización del mismo, ya sea para quimiosíntesis o para respiración metabólica. En este caso, los nitritos pueden acumularse en el sistema y reaccionar con compuestos orgánicos generando tóxicos en el ambiente. La modificación 336/2003 propuesta por la Autoridad del Agua de la provincia de Buenos Aires, respecto al nitrógeno, presenta tres parámetros: N-NH₃, N-orgánico y N-total por Kjeldahl, este último es la suma de los dos anteriores. Es decir no incluye una verdadera medida de nitrógeno total = N-inorgánico (NH₃+NO₂⁻+NO₃⁻) + N-orgánico.

Un sistema de lodos activados tradicional descarga el nitrógeno, si el sistema funciona bien, principalmente como nitratos. Por supuesto que si el cuerpo de agua carece de oxígeno es probable que el nitrato sea “denitrificado” y pase a la atmósfera como nitrógeno gaseoso. Lamentablemente, este ambiente carecerá de vida aeróbica.

Referido a todos estos aspectos, sin duda que es más que valioso o casi obligatorio la opinión y sugerencias de un Limnólogo, que como aquel que estudia la biología de las aguas continentales, podrá aportar valiosa información acerca de qué y cuánto permitir en la descarga de los parámetros discutidos más arriba. Como por ejemplo es urgente definir aquello que en la normativa ADA está escrito en relación a descargas de nitrógeno y fósforo, como “*Estos límites serán exigidos en las descargas a lagos, lagunas o ambientes favorables a procesos de eutrofización. De ser necesario, se fijara la carga total diaria permisible en kg/día de Fósforo Total y de Nitrógeno Total*”. Si este es el caso no se observa en la normativa ninguna variable que permita definir si el ambiente es susceptible o no a eutrofizarse. Siguiendo viejas teorías limnológicas, eso ocurriría con un lago del sur argentino por ejemplo. Sin embargo, las floraciones algales y en muchos casos de algas cianofitas, las cuales producen cianotoxinas, son frecuentes en canales, arroyos, ríos y lagunas de la provincia de Buenos Aires, *a priori* no susceptibles. Asimismo, la mortandad de peces por disminución aguda de la concentración de oxígeno disuelto en el agua como resultado de un proceso eutrófico, es un hecho frecuente en los ambientes acuáticos bonaerenses. Sin dudas, que un buen punto de partida es definir líneas de base de calidad de agua sobre las cuales comparar las diferentes situaciones y contribuir a mantener o mejorar el estándar de calidad.

El concepto de toxicidad del efluente, ha tenido diferentes interpretaciones. La toxicidad de una sustancia o mezcla de sustancias, está definida por sus concentraciones individuales y por el tiempo de exposición a los que están sometidos los organismos. Un concepto inicial propuesto en la descarga de efluentes, era que los líquidos deberían estar “libres de sustancias tóxicas en cantidades tóxicas”. La medida directa de la toxicidad de efluentes es definida por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (US EPA) como “*Whole Effluent Toxicity*” o WET (toxicidad total o integrada del efluente). La idea del WET fue posterior a la idea de controlar las descargas a partir de la medida de las concentraciones de compuestos químicos individuales o químico-específico. Asimismo, posterior al WET es el concepto que un análisis protectivo del ambiente, implicaría la biovaloración o el estudio *in situ* en los ambientes que reciben descargas de efluentes líquidos. Esto arroja un acercamiento integrado de la evaluación del impacto ambiental asociado a dichas descargas, el cual se esquematiza en la Figura 2.

Las etapas posteriores del control de la descarga de efluentes referidas a incluir en el monitoreo la presencia de sustancias potencialmente bioacumulables, genotóxicas y disruptores hormonales, está tomando mayor relevancia, al punto que, estos temas en discusión solamente en revistas

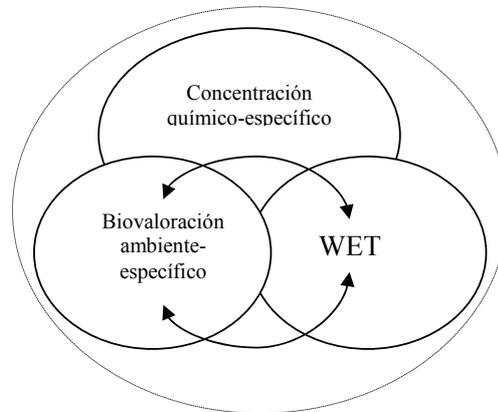


Figura 2

científicas de Ecotoxicología; aparecen hoy en revistas técnicas vinculadas directamente con los procesos industriales para removerlas o para buscar sustitutos químicos y de esa manera dejar de utilizarlas. El interés está relacionado al hecho que además del efecto ambiental este puede extrapolarse al hombre a partir del re-uso del agua para su potabilización. Un ejemplo de esto puede leerse en el artículo escrito por Scruggs et al (2005) en la revista *Water Environment and Technology*, titulado “Disruptores hormonales en efluentes: cuál es el próximo paso ?

Allí se empiezan a discutir la eficiencia de los diferentes tratamientos para remover estas sustancias, ya sean químicos y/o biológicos. Sustancias que pueden estar relacionadas directamente con la actividad industrial, por ejemplo el Nonilfenol, producto de la degradación final de detergentes no iónicos, compuesto agonista del estrógeno, el cual produce alteraciones histológicas en las gónadas de los individuos machos, que provocan su esterilidad parcial o total.

La necesidad de monitorear sustancias que puedan bioacumularse tiene doble interés. Por un lado, al ser bioacumuladas pueden ser transferidas a los niveles tróficos superiores, en las cadenas alimenticias de los ecosistemas acuáticos. Por otro lado, su detoxificación por parte de los organismos puede implicar la producción de metabolitos que tengan poder genotóxico, es decir capaces de alterar la estructura química del ADN. De la misma manera que ocurre con la evaluación de la toxicidad de un efluente, el poder genotóxico del mismo puede ser el resultado de la interacción de todos los compuestos químicos presentes en la matriz líquida. Existen diferentes protocolos aceptados internacionalmente para evaluar la genotoxicidad de residuos líquidos, lixiviados o muestras sólidas. Gert-Jan de Maagd (2000) realizó una exhaustiva revisión acerca de los protocolos analíticos para monitorear sustancias potencialmente bioacumulables presentes en efluentes líquidos. El mismo autor junto a M. Tonkes revisan los tests más apropiados para evaluar la genotoxicidad de efluentes industriales. Di Marzio et al (2005) presentan un método mediante el cual se puede evidenciar la potencia genotóxica de este tipo de muestras. Asimismo, la ecotoxicidad de residuos industriales sólidos puede evaluarse siguiendo el protocolo presentado por Di Marzio et al (1999).

ESTUDIO DE CASO: CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO LUJÁN Y DESCARGA DE EFLUENTES

Existen distintos trabajos sobre la calidad del agua del río y su relación, directa o indirectamente, con la descarga de efluentes líquidos. Estudios que permiten afirmar que el río Luján sufre un proceso acelerado de eutrofización. Registrado científicamente, desde finales de la década de 1980. Así, Del Giorgio et al. (1991) demuestran este deterioro estudiando los nutrientes y las fluctuaciones de las composiciones fitoplanctónicas a lo largo de la cuenca, desde las nacientes hasta la ciudad de Pilar. Analizan datos como oxígeno disuelto, DBO, temperatura, pH, conductividad, fósforo total y nitrógeno total, durante 18 meses y en cuatro puntos de muestreo: cercanías a las nacientes y en las ciudades de Mercedes, Luján y Pilar. Concluyen que existe un gradiente de incremento de la eutrofización en el sentido Mercedes – Pilar, esto es el río se va eutrofizando a medida que las ciudades aportan efluentes líquidos industriales y/o municipales. Hecho que se evidencia no sólo con las medidas de los parámetros físicos y químicos sino que está apoyado por las composiciones de las comunidades del fitoplancton del río. En las cuales predominaron diatomeas y clorofitas, con especies reconocidas por su amplio rango de tolerancia a distintas calidades de agua, características de ambientes eutrofizados. Los datos de calidad del agua obtenidos en este estudio se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Datos de calidad de agua del río Luján presentados por De Giorgio et al (1991) sobre 72 muestras de agua tomadas en cuatro sitios de muestreo durante 18 meses. Muestreos realizados entre los años 1986 -1987.

Parámetro	Rango
Oxígeno disuelto mg/L	4 – 11
DBO mg/L	1 -25
Conductividad $\mu\text{S}/\text{cm}$	500 – 4900
Temperatura $^{\circ}\text{C}$	10 – 28
pH	6 – 8.9
Nitrógeno total mg/L	1 -35
Fósforo total $\mu\text{g}/\text{L}$	100 - 700

Por otro lado, Sáenz et al (1992), Di Marzio et al. (1992) y Alberdi et al. (1992) estudian la calidad del agua del río Luján en dos sitios de muestreo: a la “entrada y salida” del río en la ciudad de que lleva el mismo nombre. Realizaron muestreos mensuales durante 12 meses, los datos obtenidos se indican en la Tabla 2. Las conclusiones más relevantes de estos estudios fueron:

- Déficit permanente de oxígeno disuelto causando un estrés aeróbico a los organismos presentes
- Clasifican según el sistema de los saprobios como: Polisaprobio – Mesosaprobio
- Concentraciones elevadas de fósforos y nitrógeno inorgánico comparadas con otros ríos de la región
- Elevadas concentraciones de clorofila “a” total, indicadoras de un ambiente eutrófico

Tabla 2. Datos de los parámetros físicos y químicos medidos en dos estaciones de muestreo a lo largo del río Luján a la entrada y salida de la ciudad de Luján. A: Sáenz et al (1992); B: Di Marzio et al. (1992); C : Alberdi et al. (1992). Muestras realizadas durante 12 meses, total 24 muestras.

Parámetro	Rango	Cita
Nitritos mg/L	0.105 – 0.232	A
Nitratos mg/L	0.437 – 0.787	A
Fósforo soluble mg/L	0.905 – 1.459	A
Clorofila a µg/L	10	A
DBO mg/L	1.6 -26.26	B
DQO mg/L	33.25 – 756.8	B
Oxígeno disuelto mg/L	0 – 10.03	B
Caudal m ³ /s	0.31 – 0.56	C
Temperatura °C	10 - 25	C
Sólidos suspensión mg/L	11 -510	C
Salinidad o/oo	0 - 1	C
Conductividad µS/cm	1200 – 1300	C
pH	7.6 – 8.2	C
Dureza mg CO ₃ Ca/L	286.7 - 313.5	C

Giorgi (2000) analiza datos de DBO, DQO, oxígeno disuelto, cloruros, amonio y pH durante 22 meses de muestreo en el tramo medio y superior de la cuenca, entre los años 1997 – 1999. Las conclusiones redundantes con lo expuesto, sobre el estado del río es el elevado contenido de DQO y DBO que presenta el mismo y que supera su capacidad de autodepuración. Lo cual conduce a una falta permanente de oxígeno disuelto provocando una situación de estrés para los organismos acuáticos que lo habitan.

Sánchez Caro (2004) efectúa un monitoreo periódico de la calidad del agua del río a lo largo de 120 km de recorrido, durante el período marzo - octubre de 2003 y mayo de 2004. Se estudiaron 8 sitios abarcando los partidos de Suipacha, Mercedes, Luján, Pilar, Campana y Escobar, desde zonas rurales a zonas urbanizadas. Se determinaron los siguientes parámetros pH, temperatura, oxígeno disuelto (OD), conductividad, potencial de óxido reducción, DBO₅, DQO, nitrógeno amoniacal, cloruros, sulfuros, sólidos sedimentables, aceites y grasas y detergentes aniónicos. Calcula un índice de calidad del agua (ICA) entre 8.8 y 1.9 (10 implica ausencia de contaminación y 0 contaminación elevada). Además encuentra que el OD disminuye espacialmente aguas abajo, y la concentración de NH₄⁺ tiende a aumentar en los tramos medio y bajo. Contrariamente, las máximas concentraciones de Cl⁻ se encontraron en la cuenca alta y media. Temporalmente hay indicios de mayor deterioro en el muestreo de octubre de 2003 con respecto al anterior (marzo de 2003) y al posterior (mayo de

2004). El autor concluye que la reactivación industrial, seguida por una adecuación retrasada de las instalaciones y procesos de tratamiento de los mismos afectó la calidad del agua del río.

Di Marzio et al (2005) observan que, además de las conclusiones citadas más arriba, la calidad del agua del río podía llegar a subestimarse o sobreestimarse según la periodicidad en la toma de muestras. Períodos muy largos entre muestreos (por ejemplo mensuales) arrojaban datos totalmente aleatorios que nada tenían que ver con la presión antrópica sobre el río.

El río Luján tiene pequeños diques a lo largo de su recorrido, los cuales se utilizan para regular el flujo de agua. Esto está en función de la intensidad de las lluvias pero también de una necesidad turística de mantener un nivel de agua del río para permitir las actividades náuticas que en él se llevan a cabo, principalmente los fines de semana. En este sentido, el río funciona a lo largo del año como un sistema encadenado de lagunas alargadas, donde el flujo del agua llega a valores cercanos a cero. Asimismo, los parámetros de calidad del agua estarán en función de cómo se regula el caudal a partir del cierre o apertura de las compuertas de estos pequeños diques. La dilución de los efluentes descargados al río dependerá también del funcionamiento de los mismos. Esto plantea la necesidad de realizar muestreos en una escala temporal menor o acotada al día a día. En un intento de reflejar estas variaciones se diseñó un segundo trabajo donde se realizaron muestreos cada 48 horas durante 15 días y repetido cada dos meses. Además se evaluaron las ecotoxicidades de las muestras extraídas en el río y de cada efluente antes de su descarga al mismo. Se completó el estudio con la determinación de la ecotoxicidad de los sedimentos cercanos a las descargas y la determinación analítica de la presencia de sustancias potencialmente bioacumulables (SPBA). Los datos de los parámetros físicos y químicos obtenidos se indican en la Tabla 3. En la Figura 3 se resume el protocolo seguido con cada efluente para evaluar la presencia de SPBA.

Tabla 3. Rango de parámetros físicos y químicos medidos en 150 muestras del río Luján.

Parámetro	Verano	Otoño	Invierno	Primavera
Caudal m ³ /s	0 – 7.44	1.3 – 12.3	1 – 10.4	0.23 – 14.69
Oxígeno disuelto mg/L	0 – 18.95	1.94 – 6.76	2.59 – 7.34	0.53 – 13.11
Conductividad µS/cm	1590 – 11790	1200 - 6500	1020 - 5000	600 – 5500
Salinidad o/oo	0.01 – 3.00	0.01 – 1.90	0.01 – 1.79	0.01 – 2.5
Turbidez unidades nefelométricas	90 - > 1000	50 - 700	50 - 400	120 - > 1000
Temperatura °C	18 – 27.5	12 - 19	8 - 13	10 – 24
pH	8.5 – 11.4	8 – 9.2	7.6 - 9	8 – 10.9

La amplitud del rango para estos parámetros fue mayor a la encontrada en estudios anteriores, lo cual implica muy probablemente que el seguimiento periódico de la calidad del agua del río deba acotarse a períodos breves de tiempo. En la Tabla 4, se indican algunas de las SPBA encontradas en muestras de agua del río y en los efluentes antes de ser descargados al mismo. Todas estas sustancias pueden ser bioacumuladas por todos los organismos acuáticos presentes incorporándolas a través de sus estructuras respiratorias (branquias) y/o a partir de la vía digestiva, como puede ser el caso de aves y mamíferos que beban el agua del río. Entre ellas existen sustancias de demostrado poder “disruptor” de las hormonas naturales como es el caso del Nonilfenol. Asimismo, sustancias conocidas como promotoras de genotoxicidad.

La magnitud de los efectos, causados por las mismas, deberá evaluarse en el futuro trabajando con organismos blanco o que tengan algún interés particular (ecológico, económico, etc).

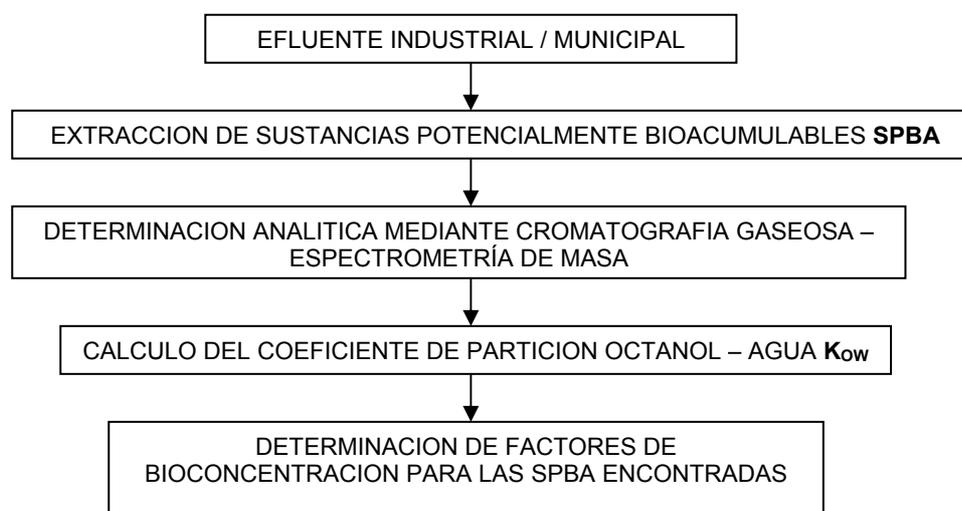


Figura 3

Tabla 4. Algunos de los compuestos determinados siguiendo el protocolo de la Figura 3, en muestras de aguas del río y en los efluentes antes de la descarga. TMC: textil-municipal-química, M: municipal, C: química, A: alimenticia, S: Suipacha, Me: Mercedes, L: Luján, NE: no encontrado, NC: no calculado, * encontrados en todo el muestreo. Log BCF: \log_{10} del factor de bioconcentración en organismos acuáticos, Log Kow: \log_{10} del coeficiente de partición octanol – agua calculado.

Log Kow ^a	Log BCF ^b	Nombre	Efluente	Muestra Río
4,51	3,35	1,2-dichloronaphtalene	TMCMe	Mercedes
2	1.26	Phenol, 4-methyl	ML, CL	Luján
NC	NC	Phenol,2-chloro-5-methyl	CL	Luján
0.59	2.83	Hydroquinone*	TL1, TL2, ML	Luján
4.79	3.33	Phenanthrene	NE	Luján
4.23	3.9	p-Nonylphenol *	MS AS ML TMCMe	Luján
NC	NC	Nonylphenol diethoxylate	ML	Luján, Mercedes, Suipacha
3,53	2,28	4-heptanol	TL1, TL2	Luján, Mercedes
5,29	4,07	Phenol,4,4' methylethylidene	NE	Luján
3,80	2,58	1-Butanol, 4-Butoxy	TL1, TL2	Luján
4,98	3,81	3,3-dimethyl, 1-4-heptanol	NE	Luján
3,42	2,17	1,2-Benzenedicarboxylic acid	MS, ML, CMe	Luján

5.19	4,32	di-n-butyl phthalate*	ML, CL, MS, MMe	Mercedes
-1.08	NC	Morpholine*	TL1, TL2, ML	Mercedes
4.79	3,99	Diethyl Phthalate*	ML, TL1, TL2	Mercedes, Luján

Por otro lado, más del 50 % de las muestras de agua superficiales causaron estimulación del crecimiento en los bioensayos realizados con algas unicelulares. La cual tuvo una correlación positiva con la concentración de nitratos en las mismas.

En lo que respecta al aporte de toxicidad, a un cuerpo de agua, a partir de la descarga de efluentes líquidos; para la evaluación de su impacto deben conocerse las cargas tóxicas que cada uno de ellos incorpora al sistema. Estas se definen como la interacción entre las unidades tóxicas y el caudal medio de descarga. Las unidades tóxicas se obtienen a partir de la realización de una serie de ensayos que evalúan la ecotoxicidad de los efluentes, realizados al menos con 3 - 5 especies representativas de niveles tróficos diferentes. A partir de estos datos se construye un perfil de carga tóxica para el sistema estudiado. La Figura 4 indica el perfil de carga tóxica obtenido a partir del estudio de la toxicidad de efluentes líquidos descargados de manera puntual y continua en el río Luján.

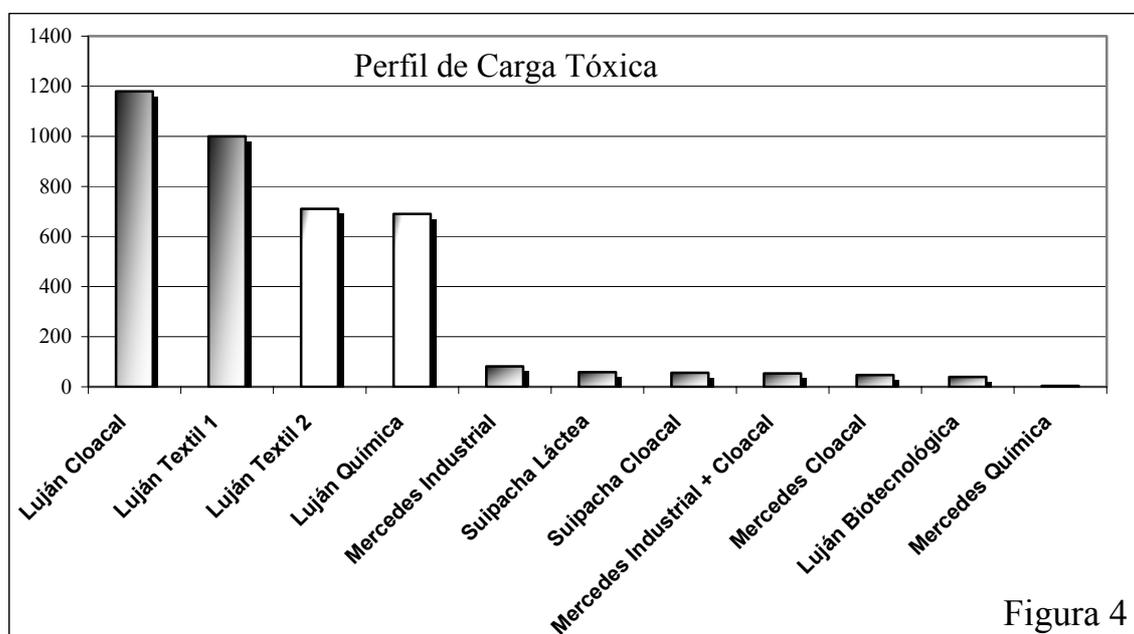


Figura 4

Lo cual permite conocer que el 91 % de la carga tóxica aportada a la cuenca proviene del 37 % de las empresas estudiadas, que descargan sus efluentes en la misma.

Otro aspecto necesario es la determinación del riesgo ambiental que cada efluente tiene en términos de causar efectos tóxicos sobre los organismos acuáticos. En este sentido Di Marzio et al. (2005) aplican diferentes protocolos para evaluar el riesgo de estos efluentes en términos de causar toxicidad sobre los organismos presentes. Básicamente consisten en contrastar las diluciones de los efluentes en el río con un valor umbral de ecotoxicidad. Este puede obtenerse mediante la aplicación de factores de riesgo, método de unidades tóxicas o determinando la concentración umbral de riesgo para un porcentaje fijo de especies protegidas.

Para el caso de los efluentes estudiados, los tres métodos de evaluación de riesgo indican que todos los efluentes líquidos presentan un riesgo ambiental de causar al menos toxicidad aguda sobre los organismos acuáticos presentes. Independientemente si superan todos los controles solicitados por la Autoridad del Agua de la provincia de Buenos Aires en cuanto a los límites de descarga.

Más datos y discusiones pueden encontrarse en Di Marzio et al. (2005).

Como conclusión final podemos decir que:

- 1- El río Luján es un ambiente susceptible a la eutrofización por lo cual debe realizarse un control estricto de la carga de nutrientes aportados al sistema.
- 2- Los efluentes aportan toxicidad y la evaluación de dicha toxicidad no está incluida en la normativa ambiental de la provincia de Buenos Aires.
- 3- Los efluentes aportan sustancias potencialmente bioacumulables y genotóxicas para los organismos que viven en la cuenca.

El escenario planteado exige una actualización de la normativa ambiental aplicada a la descarga de efluentes líquidos, la cual tenga en cuenta los conceptos mencionados. El caso del río Luján puede tomarse como un modelo para futuros estudios en otros ambientes acuáticos de la provincia de Buenos Aires.

REFERENCIAS

- 1- Alberdi JL, M.E. Sáenz, Di Marzio WD y Tortorelli MC, 1992. Estudio de la calidad del agua del río Luján. Parte I. II Congreso Latinoamericano de Ecología y I Congreso de Ecología de Brasil, Caxambú-Minas Gerais, Brasil.
- 2- Del Giorgio P, Vinocur A, Lombardo R and Tell H, 1991. Progressive changes in the structure and dynamics of the phytoplankton community along a pollution gradient in a lowland river – a multivariate approach. *Hydrobiologia* 224: 129 – 154.
- 3- Di Marzio WD and Sáenz ME, 2004. Determination of non polar narcotic power of aromatic hydrocarbons on freshwater fish. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 59 (2): 256-262.
- 4- Di Marzio WD, 2002. First results from a screening of filamentous organisms present in Buenos Aires's activated sludge plants Argentina. *Water Science and Technology*, 46(1-2): 119 – 122..
- 5- Di Marzio WD, 2004. Manual de Microbiología de lodos activados. 1ª ed. – Buenos Aires: el autor. 53 p. más CD interactivo (50 Mb).
- 6- Di Marzio WD, 2004. Microbiología de lodos activados: una herramienta retrospectiva y predictiva de la depuración de efluentes. *Agua Latinoamericana* 4 (5): 16 – 17.
- 7- Di Marzio WD, Alberdi JL, Sáenz ME y Tortorelli MC, 1992. Estudio de la calidad del agua del río Luján. Parte III. Determinación del oxígeno disuelto (OD), Demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y demanda química de oxígeno (DQO) en relación con la contaminación química y orgánica. II Congreso Latinoamericano de Ecología y I Congreso de Ecología de Brasil, Caxambú-Minas Gerais, Brasil.
- 8- Di Marzio WD, Sáenz ME, Alberdi JL, Tortorelli MC and Galassi S, 2005. Risk assessment of domestic and industrial effluents unloaded into a freshwater environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 61(3): 380-391.
- 9- Di Marzio WD, Saenz ME, Lemiere S and Vasseur P, 2005. Improved single cell gel electrophoresis assay for the earthworm *Eisenia foetida*. *Environmental and Molecular Mutagenesis*, 46(4): disponible on line.
- 10- Di Marzio, WD; Sáenz ME; Alberdi JL and Tortorelli, MC, 1999. Assessment of the Toxicity of Stabilized Sludges using *Hyaella curvispina* (Amphipod) Bioassays. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, Vol.63 (5): 654 - 659
- 11- Gert Jan de Maagd, P., 2000. Bioaccumulation tests applied in the whole effluent assessment: a review. *Environ. Toxicol. Chem.* 19, 25–35.
- 12- Giorgi A, 2000. Costo de la contaminación del río Luján. *CIENCIA – UNLU*, 1: 42 – 47.
- 13- Sáenz ME, Di Marzio WD, J.L. Alberdi y Tortorelli MC, 1992. Estudio de la calidad del agua del río Luján. Parte II. Determinación de nitratos, fosfatos, clorofila "a" y producción

- primaria para la evaluación del estado trófico del mismo. II Congreso Latinoamericano de Ecología y I Congreso de Ecología de Brasil, Caxambú-Minas Gerais, Brasil.
- 14- Sánchez Caro A, 2004. Monitoreo de la calidad del agua del río Luján. Jornadas de Ciencia y Tecnología. Universidad Nacional de Luján. Resúmenes en www.unlu.edu.ar.
 - 15- Scruggs C, Hunter G, Zinder E, Long B and Zinder S, 2005. EDCs in wastewater: what's the next step ?. *Water Environment and Technology* 17(3): 24 – 31.
 - 16- US EPA, 1991. *Methods for Measuring the Acute Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater and Marine Organisms*, fourth ed. Publ. No. 600/4-90/027. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.