

### III CURSO INTERNACIONAL DE MODELIZACIÓN APLICADA AL MEDIO AMBIENTE: AGUAS SUPERFICIALES Y SUBTERRÁNEAS

---

## MODELOS DINÁMICOS DE SIMULACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN RÍOS. APLICACIÓN AL ESTIAJE HÚMEDO

---

**Joaquín Suárez\*, Estrella R. Justo\*, Iñaki Tejero\*\***

\* E.T.S. de Ing. de Caminos, Canales y Puertos. UNIVERSIDAD DE LA CORUÑA

\*\* E.T.S. de Ing. de Caminos, Canales y Puertos. UNIVERSIDAD DE CANTABRIA.

#### INDICE:

- 1.- RÍOS Y CALIDAD DE AGUAS.
- 2.- METODOLOGÍA BÁSICA DE CONTROL DE CALIDAD DE AGUAS.
- 3.- FUENTES DE CONTAMINACIÓN.
- 4.- PROBLEMAS ESPECIALES EN LA GESTIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA. ESTIAJE HÚMEDO.
- 5.- IMPACTO DE LOS VERTIDOS SOBRE LAS AGUAS RECEPTORAS.
- 6.- OBTENCIÓN DE CRITERIOS Y ESTÁNDARES DE CALIDAD DE AGUAS.
- 7.- SISTEMAS Y MODELOS.
- 8.- MODELO GENERAL DE CALIDAD DE AGUAS.
- 9.- SELECCIÓN DE MODELOS Y MODELIZACIÓN DE LA ESCORRENTÍA URBANA DE AGUAS DE TORMENTA Y DE SUS IMPACTOS SOBRE SISTEMAS ACUÁTICOS RECEPTORES.
- BIBLIOGRAFÍA.

#### 1.- RÍOS Y CALIDAD DE AGUAS.

El hombre, a lo largo de la historia, siempre ha buscado asentarse allí donde podía disponer de agua dulce. Muchas ciudades llevan parejas a su nombre otro del río que las atraviesa y que las sirve. Receptores de cloacas, de los vertidos de aguas residuales industriales y de las basuras de los vertederos de sus riberas, los ríos han terminado por convertirse en zonas marginales, degradadas, con la vegetación natural de las riberas arrasada y, en un gran número de casos, sin vida animal.

Este panorama desolador ha ido calando en las tendencias sociales, de forma más global en las últimas dos décadas, acompañando a los nuevos valores medioambientales. Son muchas las actuaciones que se han realizado, y que hoy en día continúan con intensidad, para convertir de nuevo a los ríos en lo que deben ser: elementos articuladores del territorio, verdaderos valores económicos singulares y signos de identidad de pueblos y ciudades.

Uno de los objetivos básicos para recuperar los ecosistemas fluviales es conseguir unos valores de calidad de agua adecuados.

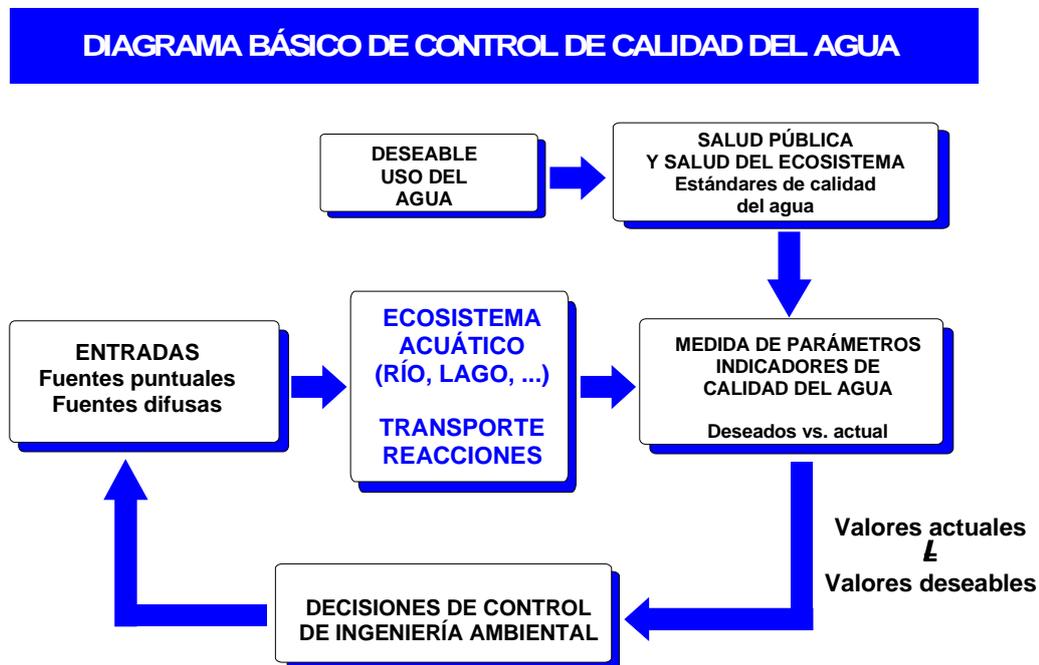
La calidad del agua no es un término absoluto, es algo que siempre se dice en relación con el uso o actividad a que se destina; se habla de calidad para beber, calidad para riego, etc. Es indiferente que la falta de calidad se deba a causas naturales o artificiales. También se habla de pérdida de calidad del agua como el alejamiento de las condiciones naturales. En este sentido relativo, se podría decir que un medio está contaminado cuando la composición o el estado del agua están modificados, directamente o indirectamente, por el hombre, de modo que se presta menos fácilmente a todas o algunas de las utilizaciones para las que

podría servir en su estado natural. Se trata, pues, de calibrar la modificación inducida a partir de un punto de referencia que puede ser relativo, el estado natural, o absoluto, normativa de calidad.

## 2.- METODOLOGÍA BÁSICA DE CONTROL DE CALIDAD DE AGUAS.

Desde un punto de vista general, el procedimiento de actuación de científicos, ingenieros y gestores para analizar los problemas de calidad del agua se puede dividir en seis componentes fundamentales (se muestran en la figura siguiente):

- Entradas de contaminación. Cargas de diferentes tipos de contaminantes y procedentes de diferentes fuentes (actividades humanas y naturales).
- El medio acuático, cuyas acciones básicas son el transporte de contaminantes y las reacciones de transformación (biológica y química).
- Las salidas, que van a ser las diferentes concentraciones de contaminantes variando en el tiempo y en el espacio.



En la descripción de esta operación se usan, a menudo como equivalentes, una serie de términos que no lo son plenamente y que conviene precisar. Para ello se dan a continuación definiciones sugeridas por la UNESCO-OMS (1978):

- Criterio: estimación científica sobre la que puede basarse un juicio sobre la calidad del agua para un determinado uso.
- Estándar: límite de contaminación establecido legalmente, se basará en los criterios de calidad.
- Objetivo: conjunto de niveles de contaminantes o de parámetros de calidad que deben conseguirse en un programa de tratamiento o mejora de la calidad del agua.

Los estándares constituyen un punto de referencia para determinar la calidad del agua. Sin embargo, no resuelven por completo el problema del carácter relativo de la calidad porque también están sujetos a cierta relatividad. Los estándares deben sufrir revisiones a medida que se progresa en el estudio de las consecuencias de la contaminación y son, en todo caso, independientes del propio medio que se pretende estudiar, lo que lleva a pensar en la conveniencia de establecer estándares diferentes para contextos territoriales también distintos. Una vez establecido y aceptado un conjunto de estándares se suelen considerar como requerimientos legales y es extremadamente difícil cambiarlos.

El establecimiento de unos estándares de calidad del agua se puede basar en uno o varios de los siguientes factores:

- Prácticas establecidas o en curso (experiencia, criterio, etc.)
- Disponibilidad de recursos técnicos.
- Disponibilidad de recursos económicos.
- Resultados de experimentos biológicos (p.e. bioensayos).
- Posibilidad de realizar medidas fiables de los parámetros.
- Evidencias procedentes de la exposición humana accidental (epidemiología).
- Opinión de expertos.
- Aplicación de modelos matemáticos (p.e. simulación de riegos para la salud).
- Exigencias legales.

La fijación de unos objetivos de calidad debe tener como meta asegurar en el agua de un río una pureza compatible con el uso que se va a hacer de ella. Estos objetivos se deben alcanzar con el menor costo, dentro de las posibilidades económicas y técnicas, y teniendo en cuenta posibles escalones de calidad a conseguir en el tiempo. El pretender llevar a cero la contaminación, al estado en que sólo influyan los factores estrictamente naturales, es una utopía. Los niveles de calidad de aguas depuradas deben adaptarse a las exigencias de la calidad del medio natural y de las necesidades de uso, dentro de las posibilidades técnicas y económicas .

Para que sean eficaces las actividades dirigidas a la prevención o disminución de la contaminación (entre las que se encuentran: planificación hidráulica integral, información de la calidad a todos los niveles, establecimiento de normas legislativas, investigación y vigilancia del cumplimiento de lo legislado como primeros pasos), y para lograr el objetivo deseado, se debe disponer de datos específicos obtenidos a partir de muestras recogidas en la red de vigilancia de calidad de aguas, las cuales deben estar dirigidas tanto a la detección de alteraciones de la calidad como al estudio de las tendencias de la misma.

En la gestión del agua interesa conocer la calidad de esta desde diversos puntos de vista:

- Utilización fuera del lugar donde se encuentra (agua potable, usos domésticos, urbanos e industriales, agrícolas y ganaderos).
- Utilización del curso o masa de agua (baño, pesca, navegación).
- Como medio acuático, que acoge a un ecosistema.
- Como receptor de efluentes residuales.

### **3.- FUENTES DE CONTAMINACIÓN.**

El agua no se encuentra en la naturaleza en estado puro y siempre contiene un cierto número y cantidad de sustancias que provienen de diversas fuentes: la precipitación, su propia acción erosiva, el viento, su contacto con la atmósfera. En aguas que no han recibido vertidos artificiales se encuentran sólidos y coloides en suspensión, sólidos disueltos, etc.

Los principales aportes de contaminación se pueden dividir en dos categorías: fuentes puntuales y fuentes difusas. Se consideran fuentes puntuales aquellas que tienen bien definido su punto de entrada, o punto de descarga, y son, en la mayoría de los casos, fuentes continuas de vertido (un colector, por ejemplo). Los principales tipos de descargas puntuales son los vertidos de aguas residuales urbanas (con contaminación bacteriológica, materia orgánica, DBO, nutrientes, tóxicos, etc.), con o sin tratamiento, los vertidos de aguas residuales industriales y algunos vertidos de actividades ganaderas.

**CONTAMINANTES PRINCIPALES DE ORIGEN PUNTUAL EN FUNCIÓN DEL USO DEL SUELO**

USO DEL SUELO		TIPO DE CONTAMINANTE				
		RESIDUOS ORGÁNICOS	NUTRIENTES	SEDIMENTOS	CONTAMINACIÓN TÉRMICA	COMPUESTOS TÓXICOS
TIPO	INTENSIDAD					
RESIDENCIAL	ALTA	●	●	◐		
	MEDIA	●	●			
	BAJA	◐	○			
COMERCIAL	ALTA	◐	○	◐		
	BAJA	○				
INDUSTRIAL	ALTA	●	◐	○	◐	○
	BAJA	○	○		◐	○
FORESTAL	MADURO					
	INMADURO					
	TALA RECIENTE					
AGRICULTURA	CULTIVOS					
	PASTOS					
	SIN USO					
MINERO	SUPERFICIE					
	PROFUNDO					

● IMPACTO INTENSO    ◐ IMPACTO MEDIO    ○ IMPACTO DÉBIL  
 Fuente: PAVONI, 1977, modificado de SHUBINSKI y NELSON, 1975.

Las principales fuentes no puntuales son: (a) agricultura, (b) silvicultura, (c) deposición atmosférica, (d) escorrentía de zonas urbanas o semi-urbanas, (e) aguas subterráneas. Se denominan también de descargas de contaminación difusa, al no tener localizaciones precisas. La contaminación difusa puede llegar al medio acuático a través de la escorrentía superficial o de la precipitación atmosférica directa sobre la superficie del agua. La contaminación difusa urbana o semi-urbanas puede llegar al medio receptor a través de numerosos conductos o desagües de las red de pluviales. Otras fuentes de contaminación difusa incluyen las aportaciones de aguas subterráneas, el drenaje o la escorrentía de minas o actividades constructivas, o los posibles flujos de lixiviados de vertederos.

**CONTAMINANTES PRINCIPALES DE ORIGEN DIFUSO EN FUNCIÓN DEL USO DEL SUELO**

USO DEL SUELO		TIPO DE CONTAMINANTE					
		RESIDUOS ORGÁNICOS	NUTRIENTES	SEDIMENTOS	CONTAMINACIÓN TÉRMICA	COMPUESTOS TÓXICOS	OTROS
TIPO	INTENSIDAD						
RESIDENCIAL	ALTA	●	●	○	○		◐ Plomo, Aceites, Hidrocarburos
	MEDIA	○	○	○			○ Plomo
	BAJA	○	○	○			
COMERCIAL	ALTA	○	○	○	◐		○ Aceites, Hidrocarburos
	BAJA						
INDUSTRIAL	ALTA	◐	◐	○	◐	○	○ Plomo
	BAJA	○	○	○	○		
FORESTAL	MADURO	○					○ Herbicidas, Pesticidas
	INMADURO	○					○ Herbicidas, Pesticidas
	TALA RECIENTE	○	○	○	◐		○ Herbicidas, Pesticidas
AGRICULTURA	CULTIVOS	○	●	●			○ Herbicidas Pesticidas
	PASTOS	◐	○				○ Pesticidas
	SIN USO	○	○	○	○		
MINERO	SUPERFICIE			●		◐	● Drenaje ácido Metales pesados
	PROFUNDO			◐			○ Metales pesados

● IMPACTO INTENSO    ◐ IMPACTO MEDIO    ○ IMPACTO DÉBIL    Fuente: PAVONI, 1977, modificado de SHUBINSKI y NELSON, 1975.

Además, el hecho de que las fuentes no puntuales procedan de contaminación difusa hacen que su entrada a los medios acuáticos sea normalmente intermitente en el tiempo, asociadas a sucesos de lluvia generalmente, generando sucesos transitorios de contaminación. Las cargas introducidas en el medio por las descargas intermitentes dependen de un gran número de factores que influyen tanto en los caudales como en las concentraciones.

## **4.- PROBLEMAS ESPECIALES EN LA GESTIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA: ESTIAJE HÚMEDO.**

### **4.1.- CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS DE ESCORRENTÍA.**

La actividad humana sobre el territorio altera las condiciones naturales de las cuencas. La magnitud de estos cambios varía en función del porcentaje de cuenca urbanizada y la evolución de la misma para soportar la actividad humana. Los efectos típicos de la urbanización son la modificación de las corrientes, incrementándose la erosión y la sedimentación, modificando los hidrogramas, y la alteración de la cubierta vegetal, que producirá variaciones en el régimen de escorrentías y en el régimen de temperaturas. La urbanización de la cuenca también modifica la liberación y el aporte de productos químicos naturales, impurezas, a las masas de agua, acabando por recibir una mezcla de contaminantes producidos por las actividades humanas. Estos contaminantes afectarán a los organismos de la corriente y alterarán el carácter del ecosistema. El resultado es que la corriente queda significativamente alterada respecto a su estado natural original.

Hay que diferenciar dos tipos de fenómenos de contaminación asociados con las aguas de tormenta: el agua de escorrentía contaminada que llega directamente, o a través de redes de alcantarillado separativas, a las masas de agua receptoras y, un segundo tipo, el vertido por rebosamiento, o rebose, de alcantarillados unitarios, RAU (CSO en la literatura anglosajona), con aguas que son mezcla de aguas pluviales contaminadas y aguas residuales urbanas de tiempo seco. En estas últimas redes hay que tener muy en cuenta el fenómeno de resuspensión de los depósitos existentes, resultado de la sedimentación de partículas, y la contaminación a ellas asociada, permitida por el régimen hidráulico existente durante el período seco. La punta de caudal de aguas residuales también puede llegar a la depuradora y si supera su capacidad de tratamiento también se produce un rebose en tal punto. Estos tipos de descargas se diferencian tanto en los volúmenes vertidos como en las concentraciones de contaminación, además de en las fases y períodos de descarga.

Un informe de la US-EPA al Congreso de los EEUU (LEE, 1993) indicaba que entre el 30 y el 40 por ciento de los ríos, lagos y estuarios evaluados no permitían el desarrollo de los usos que se les había asignado. Basado en la información de 51 Estados, el informe indicaba que el arrastre por la escorrentía de la contaminación difusa, incluyendo áreas rurales, urbanas, actividades que utilizasen grandes superficies y minas, eran los verdaderos causantes del mal estado de la calidad de las aguas.

CHERRERED Y CHOCAT (1990) comentan que los RAU sobre sistemas acuáticos se incrementaron en las décadas de los 60 y 70 como consecuencia de la incorporación de nuevas superficies a sistemas de alcantarillado con limitada capacidad. Opinan que para poder desarrollar una normativa adecuada que elimine este tipo de problemas de contaminación es necesario considerar los RAU tanto desde un punto de vista de cantidad de agua como de calidad de la misma.

DESBORDES (1990) opina, después de 15 años de investigación en Francia sobre la contaminación por escorrentía, que el problema de las aguas receptoras se mantendrá mientras que se sigan diseñando redes de alcantarillado con conceptos y estrategias tradicionales. Los problemas que se detectan son la saturación de los actuales sistemas de saneamiento, la fiabilidad de las estimaciones de contaminación urbana y la separación entre las necesidades de campo y las investigaciones. El mismo autor destaca la importancia de realizar estimaciones correctas y fiables de los impactos de las aguas de tormenta sobre las aguas receptoras para convencer a los "tomadores de decisiones" de la necesidad de mejorar las instalaciones de saneamiento. Tales estimaciones deben permitir seleccionar las mejores soluciones al problema.

Una revisión de los efectos de la escorrentía urbana sobre la calidad de las aguas receptoras demanda una visión amplia, que contemple desde aspectos físicos, químicos y biológicos del medio receptor, a las características físicas y químicas de la escorrentía. El estado de los sistemas acuáticos naturales estará

asociado a las características generales de la cuenca, la localización de los asentamientos urbanos y la historia del desarrollo de los mismos en la cuenca. El tipo de contaminación que aporte la escorrentía dependerá del tipo de industria, de la planificación de los núcleos urbanos y de sus redes de alcantarillado y de la gestión que se haga de esa escorrentía.

Es difícil caracterizar cualitativamente un determinado tipo de escorrentía urbana. Los constituyentes normales incluyen metales pesados, pesticidas, materia orgánica degradable, derivados del petróleo, amonio, fósforo, sólidos suspendidos, caucho y otros tipos de contaminantes, muchos de los cuales pueden ser específicos de la cuenca y de sus usos.

Desafortunadamente muchos aspectos de este tipo de contaminación son muy difíciles de cuantificar (por ejemplo aspectos estéticos) y los parámetros de medida de la calidad de las aguas son muy diferentes; químicos, microbiológicos, bacteriológicos, ecológicos,... Cada aproximación se hace por diferentes indicadores y parámetros.

Numerosos investigadores han estimado que las cargas contaminantes anualmente vertidas al medio receptor por las aguas de escorrentía son del mismo orden de magnitud que las vertidas por la red de aguas residuales tras tratamiento; así sucede con los sólidos en suspensión. Además, pueden ser notablemente más elevadas en el caso de algunos parámetros como ciertos metales pesados. Por otra parte, las masas contaminantes movilizadas en algunas horas por los sucesos de lluvia pueden ser considerables. En numerosas ocasiones se han registrado valores de hasta 100 Kg./Ha de sólidos en suspensión y 100 g/Ha de plomo.

La contaminación aportada por la escorrentía se distingue de la ligada a las aguas residuales por cuatro características esenciales:

- Se trata de contaminación difusa repartida en el conjunto de la cuenca drenante, incluso si se supone la existencia de lugares de almacenamiento como las cunetas de la misma red.
- Su transferencia hacia el medio receptor es intermitente y ligada a un fenómeno de naturaleza aleatoria, la lluvia.
- Es extremadamente variable con el tiempo, tanto de un suceso a otro (las concentraciones medias pueden variar en una relación de 1 a 40 para un mismo parámetro y en una misma cuenca vertiente) como en el transcurso de la misma lluvia.
- Las materias en suspensión transportadas por las aguas pluviales son de naturaleza esencialmente mineral: su fracción orgánica media es del orden del 30%.

SARTOR Y BOYD (1977) sugirieron que estos procesos pueden ser fácilmente descritos cualitativamente, pero sería precisa una información más completa que considerase todas las variables implicadas en el proceso para conseguir una descripción cuantitativa, lo que es mucho más difícil. Las cargas y concentraciones varían enormemente debido a la gran cantidad de variables experimentales: tiempo y espacio de intervalos de muestreo, metodologías de muestreo, condiciones climáticas, tipos de red de alcantarillado (diseño y funcionamiento), prácticas locales y regulaciones,... No es fácil comparar estudios. Se deberían realizar amplias y costosas campañas de caracterización de los RAU para poder disponer de bases estadísticas (DESBORDES, 1990).

La tabla siguiente da una idea de las concentraciones relativas de contaminación asociadas con RAU y vertidos de alcantarillados separativos en Gran Bretaña (UK) y en EE.UU. Con la excepción de los sólidos, metales y (posiblemente) hidrocarburos, los vertidos de RAU superan a los de las aguas de alcantarillados de pluviales por cerca de un orden de magnitud, aunque la relación DQO/DBO de la escorrentía de tormentas es mucho mayor que la de un RAU. A pesar de ello, se da muchas veces el caso de que las cargas anuales aportadas por unidad de hectárea efectiva de una red de alcantarillado separativa es de un orden similar a la de una cuenca con saneamiento unitario, prescindiendo del tipo de contaminante considerado (Ellis, 1986; Van Sluis, *et al.*; 1991; citados por HOUSE, 1993).

**Características de la contaminación de aguas de escorrentía. (HOUSE, 1993, después de Ellis, 1989, Van Sluis, et al, 199; y Athayde, et al., 1983).**

PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA	ALEMANIA Varios autores [1]	ALEMANIA Varios autores [1]	ONTARIO MARSALEK [2]	GRAN BRETaña ELLIS (1989) [3]	USA - NURP (1983) [4]	NOVOTNY (1994) [5]	METCALF- EDDY (1991) [6]	ELLIS (1986) [7]
	ZONA RESIDENCIAL	AUTOPISTA S	USO MIXTO DEL SUELO	USO MIXTO DEL SUELO	USO MIXTO DEL SUELO			
SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN SS (mg/L)	134	140 - 250	----	21 - 2582 (190)	100 *(1.0 - 2.0)	3 - 11000 (650)	67 - 101	3 - 11000
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO - DBO (mg/L)	7 - 18	----	----	7 - 22 (11)	9 *(0.5 - 1.0)	10 - 250 (30)	8 - 10	60 - 200
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO - DQO (mg/L)	47 - 115	86 - 119	----	20 - 365 (85)	65 *(0.5 - 1.0)	----	40 - 73	----
NITRÓGENO AMONIACAL (NH <sub>4</sub> -N) (mg/L)	0.8	0.5 - 0.9	0.5	(0.2 - 4.6) 1.45	----	----	----	----
NITRÓGENO TOTAL (mg/L)	----	----	----	0.4 - 20.0 (3.2)	1.5 *(0.5 - 1.0)	3 - 10	----	3 - 10
FÓSFORO TOTAL (mg/L)	----	----	0.28	0.02 - 4.30 (0.34)	0.33 *(0.5 - 1.0)	0.2 - 1.7 (0.6)	0.67 - 1.66	0.2 - 1.7
PLOMO (mg/L)	0.27	0.16 - 0.62	0.146	0.01 - 3.1 (0.21)	0.14 *(0.5 - 1.0)	0.03 - 3.1 (0.3)	0.27 - 0.33	0.4
ZINC (mg/L)	----	0.36 - 0.62	0.490	0.01 - 3.68 (0.30)	0.16 *(0.5 - 1.0)	----	0.135 - 0.226	----
ACEITES (mg/L)	----	2.0 - 7.0	3.3	0.09 - 2.8 (0.40)	----	----	----	----
COLIFORMES TOTALES (UFC/100 ml)	----	----	----	----	----	----	10 <sup>3</sup> - 10 <sup>8</sup>	10 <sup>3</sup> - 10 <sup>8</sup>
COLIFORMES FECALES (E. Coli) (UFC/100 ml)	----	----	2100	400 - 5.10 <sup>5</sup> (6430)	----	----	----	----

\* Los valores entre paréntesis representan valores medios excepto los de [4], que representan coeficientes de variación

[1] ALEMANIA, VARIAS FUENTES: Goettle (1978), Paulsen (1984), Klein (1982), Grottker (1987), Durchschlag (1987), Grottker (1989), citados por MARSALEK, J. et al (1993), "Urban drainage systems: design and operation", Wat. Sci. Tech., Vol. 27, Nº 12, pp 31-70.

[2] MARSALEK, J.; SCHROETER, H.O.; (1989), "Annual loadings of toxic contaminants in urban runoff from the Canadian Great Lakes Basin", J. Water Poll. Res. Canada 23, pp 360-378.

[3] ELLIS, J.B. (1989), "Urban Discharges and Receiving Water Quality Impacts (Adv. Wat. Poll. Control Nº 7), Pergamon Press, Oxford

[4] NURP, (1983), "Final Report of the Nationwide Urban Runoff Program, vol. 1, Water Planning Division, US-EPA, Washington D.C., USA.

[5] NOVOTNY, V.; OLEM, H. (1994), "Water quality: prevention, identification and management of diffuse pollution", Van Nostrand Reinhold, ISBN 0-442-00559-8.

[6] METCALF & EDDY, (1991), "Wastewater Engineering. Treatment, Disposal, Reuse", Tercera Edición; McGraw- Hill International Editions, Civil Engineering Series. ISBN 0-07-100824-1.

[7] ELLIS, J.B. (1986), "Pollutional aspects of urban runoff", in Urban Runoff Pollution, Torno, H., J. Marsalek, y M. Desbordes, Eds., NATO ASI Series, Series G: Ecological Sciences, Vol 10, Springer- Verlag, Berlin.

#### 4.2.- CARACTERÍSTICAS DE LOS SISTEMAS ACUÁTICOS RECEPTORES Y LA CONTAMINACIÓN POR ESCORRENTÍA URBANA.

Las corrientes urbanas se modifican debido al proceso de urbanización. En muchas ocasiones acaban encauzadas, con lo cual los sistemas de drenaje naturales se incorporan a la red de saneamiento de aguas residuales.

Las modificaciones directas sobre las corrientes en áreas urbanizadas van acompañadas por alteraciones indirectas. Por ejemplo, la urbanización puede incrementar la erosión, aumentando enormemente la carga de sólidos sobre la corriente. Los sedimentos comienzan un lento movimiento de descenso aguas abajo a través de las redes naturales de drenaje modificando sus características de circulación, así como las condiciones de los hábitats que se desarrollaban en el sustrato. La evolución a corto plazo de la cuenca por efecto de la urbanización produce efectos a largo plazo sobre la corriente, hacia aguas abajo.

Un segundo efecto indirecto son los cambios en la morfología de los canales que acaban alterando la dinámica fluvial. La urbanización incrementa los picos de caudal.

Cada masa de agua presenta un tipo de respuesta determinado a las cargas de los RAU, dependiendo principalmente de los caudales base y de sus dimensiones. En sistemas acuáticos con aguas fluyentes la capacidad de recepción puede ser excepcional y pueden evitar niveles inadmisiblemente bajos de oxígeno disuelto. Pequeñas masas de agua tranquilas no pueden protegerse con medidas de control tradicionales, ya que la capacidad de reacción es muy lenta y los efectos acumulativos son preponderantes.

La naturaleza de la cuenca saneada, por ejemplo, puede determinar el tipo y la magnitud de los contaminantes tóxicos, mientras que el tamaño y tipo de masa de agua receptora, así como la naturaleza y el estado de los sedimentos, determinarán las posibilidades de dilución o asimilación de las descargas intermitentes sin generar efectos tóxicos.

### 4.3.- ESTIAJE HÚMEDO.

La gran variabilidad inherente a los fenómenos asociados a contaminación por sucesos de tormenta implica la posibilidad de que en determinados momentos nos podamos encontrar con situaciones pésimas de contaminación.

Cuando una corriente de agua presenta los caudales más bajos su capacidad de recibir vertidos es mínima. Si dicha masa de agua tiene una temperatura alta su capacidad de disolver oxígeno es baja, por una parte, y, por otra, los procesos biológicos se ven favorecidos, con la consecuente capacidad para transformar los contaminantes y consumir oxígeno disuelto. Estas condiciones coinciden en la época de estiaje de los ríos.

Si en esta época de estiaje se produce un suceso de lluvia de cierta magnitud se pone en marcha todo el fenómeno de contaminación asociado con la escorrentía urbana. Si las redes son unitarias la contaminación de un RAU puede ser alta.

La conjunción en un río de la época de estiaje y de un suceso de tormenta que produzca un RAU, o varios, genera una situación de contaminación que denominamos ESTIAJE HÚMEDO. Es una situación extrema de contaminación, con dos tipos de componentes, una de contaminación totalmente transitoria, y otra de aporte de contaminación acumulativa, con manifestaciones a más largo plazo. Las consecuencias en la calidad de las aguas del río y en el ecosistema son complejas.

En el desarrollo de un plan de objetivos para conocer y mitigar la contaminación por RAU es esencial asegurar que se contemplan realmente todos los aspectos del problema. En el plan se deben tener en cuenta los aspectos medioambientales, las normativas y reglamentos, las infraestructuras y los aspectos sociopolíticos (MOFFA, 1990).

A) *Aspectos medioambientales:* El primer aspecto a considerar es el medio que va a recibir el RAU, que debe mantener su vida acuática y el resto de los usos. La aproximación a estos aspectos debe contemplar la identificación de los impactos adversos del RAU sobre el medio acuático. Se debe estudiar:

A1) Caracterización del medio acuático: La masa de agua receptora es generalmente el primer punto de atención en la planificación de objetivos. Es importante tener en cuenta:

- Relación entre el tamaño del sistema acuático y las cargas que recibe.
- Factores físicos (velocidad, pendiente, zonas de mezcla, etc.).
- Tipo de sistema acuático (río, mar, estuario, embalse, etc.).
- Variaciones estacionales (caudales, temperaturas, etc.).
- Usos beneficiosos (históricos, presentes y futuros).

En estos aspectos se debe profundizar mucho más conforme se va desarrollando el estudio, no obstante su identificación a priori ayuda y facilita la aproximación a otros aspectos relacionados directamente con las características del sistema.

A2) Caracterización de la vida acuática: La caracterización del tipo de vida acuática ayuda a centrar los estudios sobre determinados tipo de contaminación, así como a prever el tipo de impactos que se van a presentar, ya sean estacionales, transitorios o a largo plazo. Hay que diferenciar inicialmente entre los organismos bénticos (bajo la influencia de la contaminación de los sedimentos) y los organismos de la masa de agua. Si los peces se ven afectados por la contaminación se deben seleccionar aquellas especies que son más sensibles. Una vez se han seleccionado hay que tener en cuenta:

- Aspectos estacionales (migración y desove).
- Variaciones transitorias de oxígeno disuelto y nitrógeno amoniacal u otro tipo de tóxicos.

- Tipo y diversidad de otros organismos necesarios.
- Importancia relativa de la fisiología del sistema acuático.

A menudo es más importante considerar las características de los organismos bénticos que los peces u otro tipo de vida acuática ya que los RAU contienen una gran cantidad de sólidos sedimentables. Estos sólidos sedimentables contienen una gran cantidad de metales pesados y otros tipos de tóxicos. Además, la sedimentación de sólidos puede cubrir el fondo y afectar a los organismos vivos que se encuentran en él. Si se producen sedimentos el efecto del RAU puede ser a largo plazo, afectando también a la masa de agua y al resto de la vida acuática.

A3) Caracterización meteorológica: Los reboses de alcantarillado unitario son generalmente una consecuencia directa de un suceso de lluvia. Por lo tanto, la caracterización de la meteorología local proporciona una perspectiva de los caudales y de las cargas que van a ser aportadas por la red como consecuencia de un determinado tipo de lluvia. A partir de la capacidad y funcionamiento de la red de alcantarillado se puede calcular si un determinado tipo de lluvia producirá o no reboses. El estudio estadístico de lluvias puede proporcionar la frecuencia anual y el volumen del suceso de RAU, su duración media y su punta de caudal para diferentes probabilidades anuales de ocurrencia. Aunque esta aproximación es muy general puede destacar aspectos que faciliten posteriores trabajos.

A4) Limitaciones que impidan las mejoras: A menudo, a pesar de las acciones emprendidas contra los RAU, hay otros problemas que impiden que los objetivos de calidad de aguas se cumplan. Uno de estos problemas es la existencia de depósitos de sedimentos que ya existían previamente. Estos sedimentos pueden contener gran cantidad de tóxicos, lo que complica su manipulación y depósito; si no se eliminan pueden seguir ejerciendo fuertes demandas de oxígeno disuelto y pueden seguir incorporando tóxicos a las cadenas alimentarias.

Otro problema puede ser la existencia de otros tipos de vertidos, aguas residuales urbanas o industriales, plantas de tratamiento, escorrentía de superficies agrícolas, que compliquen aún más la resolución del problema de contaminación. En estos casos es necesario realizar programas o planes integrales de saneamiento y depuración.

La competencia entre usos es otro aspecto fundamental a tener en cuenta. Por ejemplo, si se desea mantener un tipo de vida piscícola puede ser imposible la navegación, etc.

*B) Aspectos legales, normativas y reglamentos:* El control sobre los RAU se impone de forma indirecta a través de las normativas y la fijación de estándares de calidad del agua en el medio receptor. Las medidas de control pueden requerir a veces un estudio caso por caso por las especiales características del problema, ya que hay un gran número de variables implicadas.

*C) Infraestructuras:* El fenómeno de RAU está íntimamente relacionado con el tipo de infraestructuras de la comunidad. Un plan para la reducción de los RAU debería incluir actuaciones sobre las infraestructuras relacionadas con él.

- Sistemas de alcantarillado: Muchas redes unitarias tienen entre 50 y 100 años de antigüedad. Esta edad hace dudar de su integridad y de su capacidad para poder realizar las funciones que se les exigen en la actualidad.
- Sistemas de control y tratamiento de reboses: Las instalaciones de tratamiento de reboses pueden afectar a los sistemas de tratamiento ya instalados. Su implantación puede condicionar el uso del espacio o la posterior expansión de determinados tipos de zonas urbanas.

*D) Aspectos sociopolíticos:* Los aspectos sociopolíticos representan un punto importante en la planificación de objetivos. A menudo, por el largo plazo de ejecución de un plan de este tipo, se pueden llegar a cambiar los mismos. Por otro lado, se debe tener en cuenta la capacidad de financiar planes de tal magnitud. La información al público de todos los aspectos del desarrollo del plan es fundamental.

## 5.- IMPACTO DE LOS RAU SOBRE LA CALIDAD DE LAS AGUAS RECEPTORAS.

Los impactos sobre las aguas receptoras deben evaluarse en términos de características específicas del lugar estudiado, aunque para estudiar dicho impacto se necesita considerar tres categorías básicas:

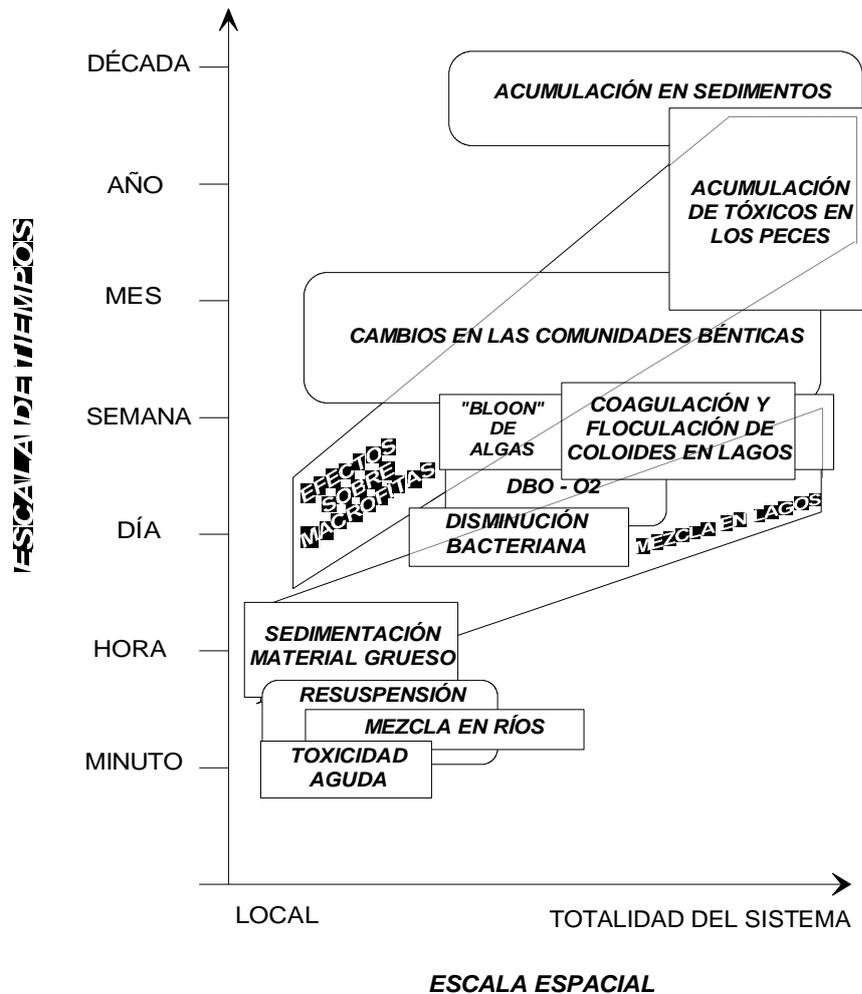
- Cambios en la calidad del agua.
- Riesgos en la salud pública.
- Deterioro estético.

Cada una de estas consideraciones afectará el valor relativo de las aguas receptoras para diferentes usos. La figura siguiente proporciona una primera aproximación de cómo las descargas de aguas de tormenta afectan a diferentes tipos de sistemas acuáticos:

TIPOS DE SISTEMAS ACUÁTICOS	CALIDAD DEL AGUA				SALUD PÚBLICA	ASPECTOS ESTÉTICOS	
	OXÍGENO DISUELTO	NUTRIENTES	SEDIMENTOS	TÓXICOS	PATÓGENOS	TURBIDEZ	RESIDUOS
<b>RIOS</b>							
PEQUEÑOS	●	○	■	■	●	○	●
GRANDES	■	○	■	■	●	○	●
<b>ESTUARIOS</b>							
PEQUEÑOS	■	■	■	■	●	■	●
GRANDES	○	○	■	○	●	■	●
<b>LAGOS</b>							
POCO PROFUND.	■	●	■	■	●	■	●
PROFUNDOS	■	■	■	■	●	■	●
	POCO NORMAL	○	↔	■	↔	●	MUY NORMAL

**Valoración cualitativa de los impactos de vertidos urbanos sobre sistemas acuáticos (HOUSE, et al., 1993).**

Aunque las descargas de aguas de tormenta son intermitentes por naturaleza y el resultado sobre la calidad del agua puede ser de naturaleza aguda o crónica, tales efectos pueden ser evaluados sobre las bases estadísticas de sucesos extremos y acumulación de cargas, respectivamente (Harremoes, 1986). La información proporcionada en la figura siguiente sobre los diferentes fenómenos, en el espacio y en el tiempo, implicaría diferentes estrategias para el muestreo, identificación y valoración de los impactos por aguas de tormenta. Es evidente que los problemas de contaminación aguda en las cercanías de los puntos de vertido requerirán muestreos intensos y frecuentes, en el propio vertido y en la zona de mezcla, mientras que los efectos crónicos se pueden observar independientemente del suceso de lluvia y con una visión espacial más amplia y más allá de la zona de mezcla.



**ESCALA ESPACIAL**  
**Escalas temporales y espaciales para los impactos sobre sistemas acuáticos (LIJKLEMA, et al., 1989)**

## 6.- LA OBTENCIÓN DE CRITERIOS DE CALIDAD DE AGUAS Y ESTÁNDARES.

Los organismos o agencias encargadas del control de la calidad de las aguas tienen en el desarrollo de estándares un estrecho margen en el cual operar. Por un lado los estándares que son demasiado indulgentes serán inefectivos en la protección de los beneficios del uso de las aguas receptoras, y, por otro lado, si los estándares son demasiado estrictos no podrán ser cumplidos en todas sus condiciones, se considerarán irreales y se ignorarán.

Una de las características más problemática para fijar estándares para controlar los impactos por reboses es su irregularidad y su carácter específico para cada cuenca y para cada emplazamiento.

### 6.1.- CARACTERÍSTICAS PERIÓDICAS.

Las estrategias para el control y tratamiento de la contaminación por escorrentía urbana utilizan todavía unas tecnologías básicas que están limitadas por la carencia de criterios apropiados y la necesidad de que actúen de forma instantánea. Se recurre a los llamados diseños "ingenieriles".

Un modelo recomendado para manejar estándares debe reconocer criterios apropiados y la tecnología existente (HOUSE, 1993). La mitigación de los efectos sobre el medio ambiente de la escorrentía urbana requiere soluciones que operen en diferentes escalas temporales y espaciales, y que sean incorporadas a las estructuras actuales de regulación y control. Cuando se impongan criterios medioambientales estos no se deben fijar desde un punto de vista legal o científico. Los criterios sobre contaminación por escorrentía urbana deben ir cambiando conforme se va disponiendo de nuevos datos. Los estándares basados en criterios físico-químicos deben mantenerse, pero sólo para proporcionar las bases para la evaluación de

otras medidas que protejan de forma más efectiva las condiciones medioambientales y los ecosistemas locales. Finalmente, el modelo debe incorporar las técnicas de ingeniería disponibles que consideren los efectos a largo plazo, más allá de los efectos a corto plazo, mejorando la selección de parámetros de calidad del agua.

## **6.2.- LOCALIZACIÓN DE LA CUENCA Y SUS CARACTERÍSTICAS.**

Si se tuviesen en cuenta las características singulares de los sistemas acuáticos dentro de la cuenca se deberían mejorar notablemente los estándares actuales. Los estudios locales pueden determinar la elección de determinados modelos, criterios o medidas específicas en función del tipo de sistema acuático o de las características de la cuenca. Por ejemplo, la existencia de un lago que reciba una corriente de agua. El lago está expuesto a procesos de eutrofización si la corriente, por ejemplo a través de la escorrentía urbana, aporta nutrientes. Para este problema local se pueden desarrollar estrategias de gestión específicas.

## **6.3.- LA UTILIZACIÓN DE CONCENTRACIONES Y CARGAS DE VERTIDO.**

La utilización actual de concentraciones /cargas de vertido merece una revisión. La determinación de las cargas comienza con el estudio de las concentraciones. Las masas que se descargan se calculan a partir de las concentraciones y de los caudales vertidos. Las cargas que puede recibir una corriente se calculan a partir de su capacidad de dilución. Una pequeña carga puede producir concentraciones inaceptables en corrientes pequeñas. La localización de la cuenca puede afectar a los valores de las concentraciones o las cargas que se utilicen en la gestión. Así, en los tramos altos de las cuencas la gestión se debe enfocar desde el punto de vista de concentraciones. En corrientes con gran capacidad de dilución los aspectos de gestión se deben enfocar desde un punto de vista de control de cargas más que de control de concentraciones. Las cargas de contaminación vertidas serán especialmente importantes si aguas abajo existen lagos o embalses.

Algunos autores opinan que se deben controlar tanto las cargas como las concentraciones. La medida de concentraciones puede producir errores importantes que influyen de forma directa en la estimación de cargas. Una buena gestión de vertidos debe incluir suficientes datos históricos para el cálculo de frecuencias con bastante exactitud. A partir de estos datos se podrán hacer estrategias de dilución y autodepuración. Cuando no existen datos el gestor debe realizar estimaciones conservadoras de cargas y de caudales de dilución o desarrollar mecanismos para el control de descargas basados en la observación de caudales y vertidos.

## **6.4.- CRITERIOS DE CALIDAD DE AGUAS Y LOS RAU. ESTÁNDARES PARA DESCARGAS INTERMITENTES**

El impacto de descargas urbanas sobre ríos, lagos, estuarios y aguas costeras ha sido muy estudiado. Como resultado se han generado un gran número de criterios de calidad de agua para la protección, en función de los diferentes usos y el desarrollo de complicadas estrategias de toma de muestras y técnicas de modelización, para asegurar el cumplimiento de los estándares. Muchas de estas investigaciones se han orientado hacia el estudio de descargas continuas de aguas residuales urbanas y de vertidos de aguas residuales industriales. En consecuencia, las estrategias de control que se desarrollaron lo fueron para descargas de tipo continuo.

Por el contrario, se ha puesto poca atención en el desarrollo de estándares de control para las descargas intermitentes. El desarrollo de estos criterios es importante ya que determinan los criterios de diseño de redes de alcantarillado y permiten alcanzar los objetivos de calidad fijados. Se deben definir las curvas de concentración de contaminantes en términos de magnitud (dosis), duración y frecuencia de los sucesos RAU, junto con la definición de qué organismos deben protegerse en función de los usos del agua fijados. Criterios diseñados de esta forma se pueden aplicar junto con procesos de modelización para asistir en el diseño de sistemas y estructuras de saneamiento, que permitirán de alcanzar en los ríos los objetivos de calidad previstos.

WHITELAW y SOLBE (1989), por ejemplo, utilizaron una aproximación más directa a partir de la revisión de los datos sobre toxicología existentes y desarrollaron estándares que incorporaban las concentraciones y los tiempos de exposición. Estos criterios de calidad de aguas fijaban concentraciones aceptables de oxígeno disuelto con sus tiempos de exposición. Estos estándares se han aplicado en Dinamarca. Aunque todavía sencillos han sido efectivos a la hora de diseñar los sistemas de alcantarillado.

La aproximación convencional para desarrollar estándares para descargas intermitentes llevadas a cabo en EE.UU, Gran Bretaña y Japón ha consistido en especificar los máximos valores admisibles expresados por el percentil 99 o algún otro estadístico, junto con un sencillo balance de masas. Mientras esta aproximación ha dado resultados alentadores, las dificultades todavía permanecen a la hora de determinar si las descargas que no cumplen los valores fijados se deben permitir durante tres días o más al año. La cuestión básica permanece, sin embargo, ya sea si los niveles de contaminación representan un riesgo aceptable o si tales estándares estadísticos son adaptables a los criterios de diseño de los sistemas de alcantarillado.

Esta aproximación convencional, como respuesta a lo expuesto anteriormente, tiene poca relevancia para la contaminación generada por descargas intermitentes en cuencas urbanas. Lo que se necesita es un planteamiento que tenga en cuenta no sólo las concentraciones de contaminación, sino también la duración y la frecuencia de los episodios de contaminación. Esta es un área de investigación comenzada recientemente, aunque ya existe un considerable trabajo hecho.

Tanto en el Reino Unido como en Dinamarca se han desarrollado normativas internas con estándares que especifican la magnitud, la duración y la frecuencia de las concentraciones de oxígeno disuelto (OD) necesarias para la protección de los peces en agua dulce. La concentración de OD en los ríos afectados por una descarga de RAU con materia orgánica biodegradable es el parámetro fundamental que debe medirse y, por lo tanto, se deben especificar criterios apropiados para él. Otros tipos de contaminantes también son aportados por el rebose, pero normalmente son menos importantes y siguen las mismas tendencias. La muerte de peces causada por un descenso en los niveles de oxígeno propiciado por un RAU acabarán con toda la población de peces si la exposición es demasiado larga. El problema es: ¿con qué frecuencia se va a producir el fenómeno?. Esto se juzga mediante estadística de sucesos extremos y no mediante criterios elaborados para descargas continuas.

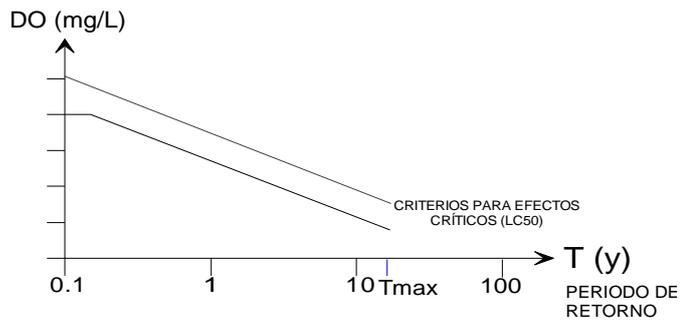
Para obtener más datos sobre ecotoxicología y generar estándares más fiables, se llevaron a cabo en Gran Bretaña por parte del *Water Research Centre* estudios de laboratorio y de campo. Los resultados de estos trabajos no se han publicado en su totalidad, pero con ellos ha sido posible establecer la influencia relativa de las concentraciones, duración y frecuencia de pulsos de contaminación simulados. Utilizando estos resultados ha sido posible desarrollar las primeras aproximaciones de estándares tridimensionales para oxígeno disuelto y amonio. Ellis *et al.* (1992) sugirieron que estos estándares tridimensionales se basen también en las tasas de bioacumulación sobre invertebrados y no sólo en concentraciones en el agua. Tales criterios permitirían incorporar consideraciones sobre la calidad de los sedimentos, y los posibles sucesos de toxicidad aguda y toxicidad crónica.

Los criterios de calidad de sedimentos (CCS) para evaluar el grado de impacto de los RAU todavía no han sido desarrollados. Es necesario establecer las metodologías para estudios ecotoxicológicos e identificar las especies adecuadas. La US-EPA está trabajando en estas líneas.

## **6.5.- ESTÁNDARES DISPONIBLES PARA SUCESOS TRANSITORIOS DE CONTAMINACIÓN.**

El estándar de calidad de agua danés (requerimiento para tiempo seco) de OD, en un río truchero, es una media diaria de 9 mg/L y un valor mínimo de OD de 6 mg/L. Estos valores se deben cumplir para descargas continuas. No obstante, tienen claro que estos estándares serán violados durante los sucesos de RAU. Por lo tanto aceptan que se debe formular un criterio diferente para estos casos.

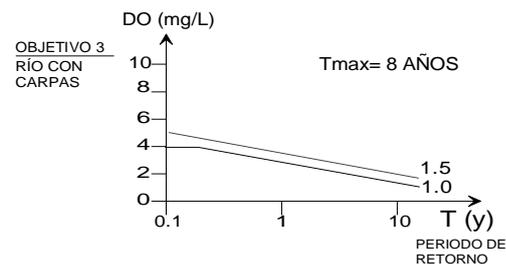
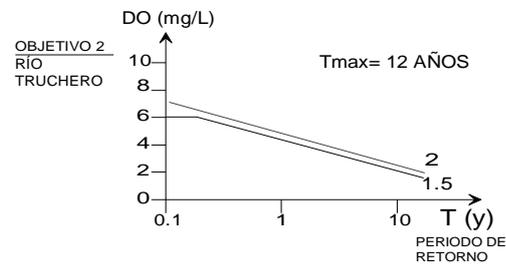
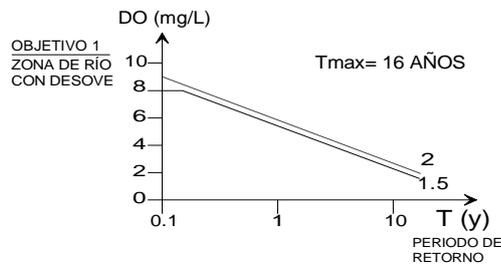
La figura siguiente muestra el principio del criterio de calidad de agua para el impacto de los efectos de bajas concentraciones de OD producidas por un RAU sobre las poblaciones de peces de un río.



- TIEMPO DE EXPOSICIÓN: 1 HORA
- TIEMPO DE EXPOSICIÓN: 12 HORAS

**Principio de los criterios de impacto sobre la calidad del agua por sucesos transitorios de contaminación.**

La figura siguiente muestra el criterio recomendado por el *Danish Water Pollution Control Committee*.



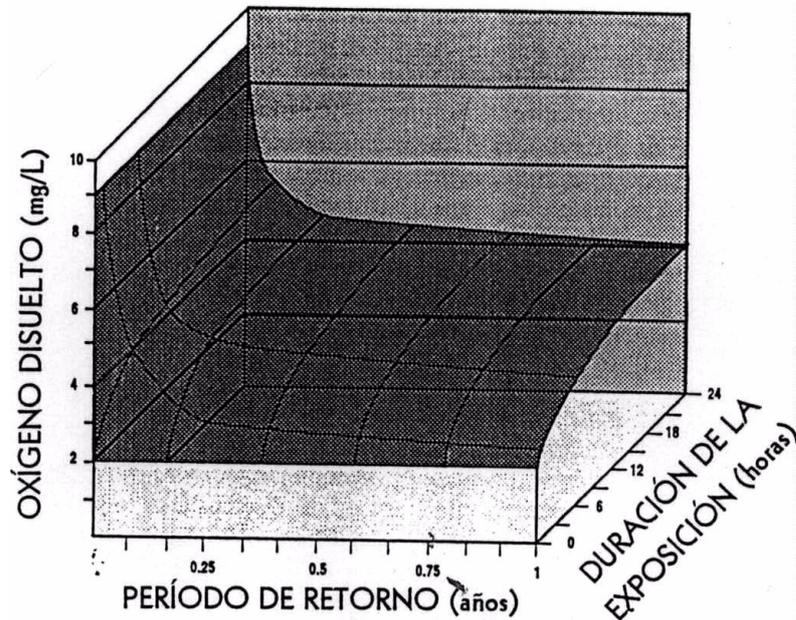
- TIEMPO DE EXPOSICIÓN: 1 HORA
- TIEMPO DE EXPOSICIÓN: 12 HORAS

**Criterios recomendados para sucesos estadísticos extremos de concentraciones de OD para ríos afectados por RAU (HOUSE, 1993)**

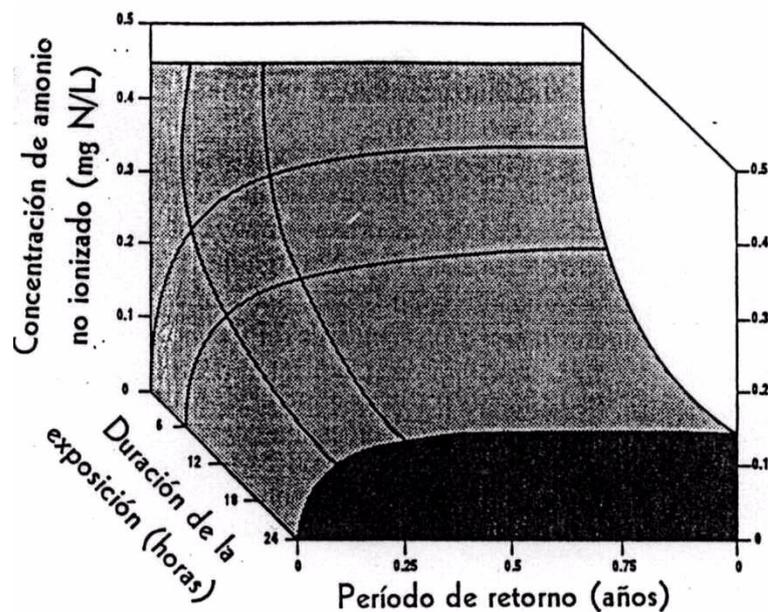
Existen criterios similares menos estrictos para ríos sin poblaciones de peces.

El procedimiento del Reino Unido consiste en especificaciones tridimensionales de criterios de 1 y de 24 horas, utilizando datos extrapolados de estudios de laboratorios y literatura basada en datos de LC50.

En la figuras siguientes se muestran de forma tridimensional los criterios del *WRc* para el oxígeno disuelto y el nitrógeno amoniacal.



**Criterio de calidad de agua para la protección de la vida acuática de sucesos transitorios de calidad. Oxígeno Disuelto (LIJKLEMA, 1993).**



**Criterio de calidad de agua para la protección de la vida acuática de sucesos transitorios de calidad. Nitrógeno Amoniacal (LIJKLEMA, 1993).**

WHITELAW y SOLBÉ (1989) desarrollan y resumen las principales características de la generación en Gran Bretaña por parte del *WRc* de estándares para aguas propensas a sucesos transitorios de contaminación.

Estos autores comenzaron estudiando las "curvas de toxicidad" publicadas para poder realizar propuestas de estándares. Estudiaron los efectos en cuatro cuencas: una en el Norte de Inglaterra, estudiando los efectos de las descargas de aguas de tormenta; una en el Este de Inglaterra, en que el trabajo se orientó hacia el destino de pesticidas; y otras dos en el Sureste de Gales y Devon, en donde se estudiaron los efectos de la contaminación por granjas. Estos estudios fueron complementados por estudios de laboratorio, que incluyeron los efectos de diferentes contaminantes. De estos estudios se deducirán Estándares de Calidad Medioambiental (EQS en inglés) que constituirán las guías para la gestión de cuencas de ríos.

El valor LC50 de un determinado compuesto es la concentración a la cual dicho compuesto es letal al 50 % de un grupo de organismos vivos, en este caso los peces. El LC50 es función del tiempo. Las investigaciones que se están desarrollando se orientan hacia los fenómenos de contaminación a cortos períodos de exposición. Para períodos de tiempo de 1000 minutos la mayoría de los tóxicos presentan una asíntota horizontal en su LC50.

**LC50 publicados recogidos por el WRc  
(WHITELAW, 1989)**

<b>LC50 publicados (Datos recogidos por el WRc)</b>			
	<b>Salmónidos</b>	<b>Ciprínidos</b>	<b>Lucio y perca</b>
<b>Amoniaco</b>	SI	SI	SI
<b>Fenoles</b>	SI	SI	SI+
<b>Cianuro de hidrógeno</b>	SI	SI	SI+
<b>Zinc</b>	SI	SI	+
<b>Cobre</b>	SI	+	+
<b>Oxígeno disuelto</b>	SI	SI	SI
<b>Bajos pH</b>	SI+	SI+	+
<b>Altos pH</b>	SI+	SI+	+
<b>Sulfuro de hidrógeno</b>	SI+	+	+

+ se necesitan más datos

A partir de estas curvas de toxicidad es posible dibujar "propuestas de estándares LC50" como aproximación a los valores más bajos de LC50 en cualquier instante (excepto en los casos de oxígeno disuelto y bajos pH en donde se eligen los mayores valores para dar estándares más rigurosos). Al elegir la curva más baja de LC50 se introduce una medida de seguridad en los estándares.

Para cortos períodos de exposición no hay datos disponibles, por lo tanto se continua la curva en horizontal hasta el infinito. No obstante, el estándar tiene un punto de inflexión horizontal para el eje de tiempo. Esta técnica ha sido también elegida por el *Ontario Ministry of the Environment*, en su borrador de criterios para el aluminio. Esto incorpora un nuevo factor de seguridad y, de hecho, los estándares propuestos para las exposiciones más cortas pueden ser más restrictivos de lo necesario. La validación de esta aproximación a partir de los estudios de campo y laboratorio ayudará a resolver estas dudas.

En el juego de estándares el objetivo es la obtención de las concentraciones de tóxicos máximas que no producen daño a los peces. Idealmente, esta concentración (LC0) es la que debería usarse en vez de la de LC50. Desafortunadamente, es virtualmente imposible medir los LC0 con mucha precisión porque una vez muere el primer pez de un grupo, digamos de diez, está estadísticamente más lejos de la realidad que la muerte del quinto pez o del sexto. No obstante, el LC20 se puede aceptar como estándar porque se aproxima al LC0 y estadísticamente es más real.

Los LC50 que se proponen se pueden convertir a LC20 a partir de la relación LC20:LC50. Hay que hacer notar que el LC50 es un estimador deducido por cálculo, mientras que el LC20 es simplemente una concentración que mata al 20% del conjunto de peces. Después del estudio de 19 casos se dedujo que la relación LC20:LC50 variaba desde 0.5 hasta casi 1, con una media de 0.75. Se eligió un valor de 0.5 para hacer más estricto el estándar.

Los resultados del LC20 se proponen como estándares provisionales de calidad de aguas. Los factores de seguridad incorporados en los estándares descritos anteriormente deberían asegurar que concentraciones iguales a la del valor propuesto sean letales sólo para menos del 20% de la población de peces.

Es importante darse cuenta de que las curvas de toxicidad pueden rondar el 95% de confianza, que son relativamente amplias. La relativa anchura de estos límites sugiere un grado de incertidumbre alrededor del

verdadero LC50, típico de muchos datos biológicos. Estos aspectos sugieren precaución a la hora de interpretar las curvas, pero no son razón para despreciar las curvas.

Los estándares deducidos anteriormente están aplicados a aguas con dureza de 320 mg/L (como CaCO<sub>3</sub>), a una temperatura de 17,5 °C y con un OD al 100% del valor de saturación en el aire (ASV). Naturalmente las condiciones durante un suceso de contaminación serán diferentes de estas situaciones, las cuales alterarán la toxicidad de ciertos contaminantes: la toxicidad del amoníaco y los fenoles es dependiente de la temperatura, OD y pH (CHOCAT, 1994); la toxicidad del Zn y el cobre depende de la dureza; los efectos de bajos niveles de OD dependen de las concentraciones libres de CO<sub>2</sub>; la toxicidad de muchos metales depende sobre todo del pH. No obstante, se precisa que los estándares cubran un rango de condiciones. Se pueden deducir curvas para un determinado rango a partir del método de Brown (1968). Por ejemplo, los LC20 para amonio y salmónidos pueden variar para las concentraciones de OD como muestra la figura siguiente. Las ecuaciones que WHITELAW *et al.* han desarrollado para cada una de los valores de la tabla siguiente en orden a que un determinado estándar propuesto para un tiempo determinado de exposición se pueda convertir a LC20 para el mismo tiempo de exposición para la temperatura, dureza y OD. Por ejemplo, la ecuación del amonio es:

$$\text{Estándar} = \text{"Estándar LC50 propuesto"} \cdot (C/2.5) \cdot K$$

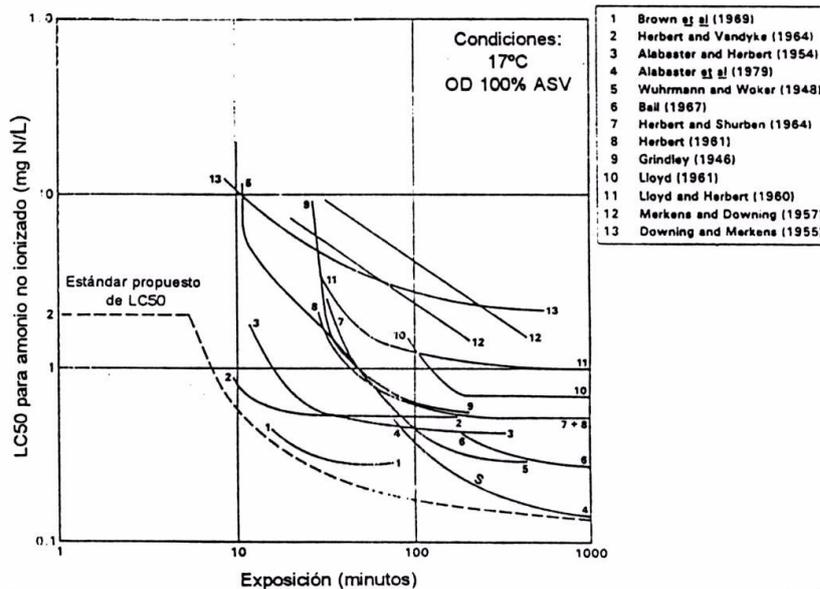
en donde:

Estándar = LC20 estándar para el tiempo de exposición requerido, temperatura y OD.

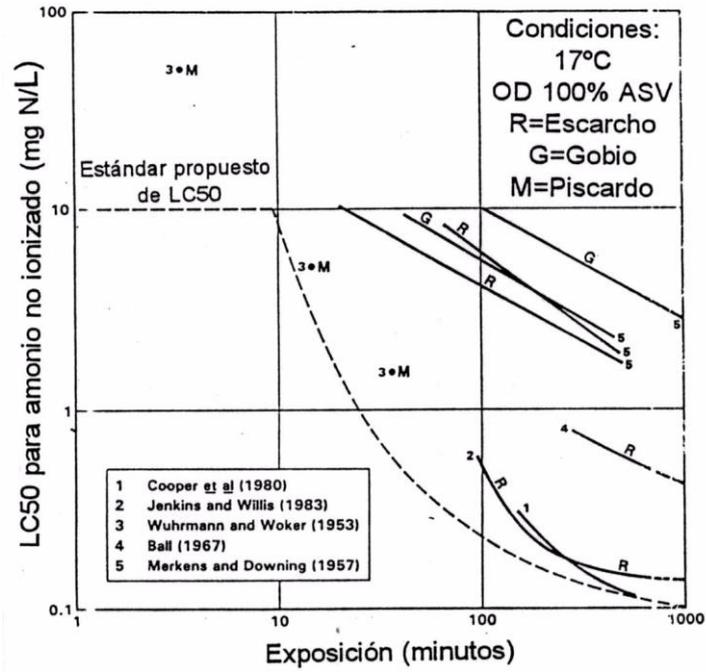
"Estándar LC50 propuesto" = estándar obtenido de las Figuras 3.9 a 3.11 para un tiempo de exposición determinado.

C = Factor de corrección por temperatura (Brown, 1968)

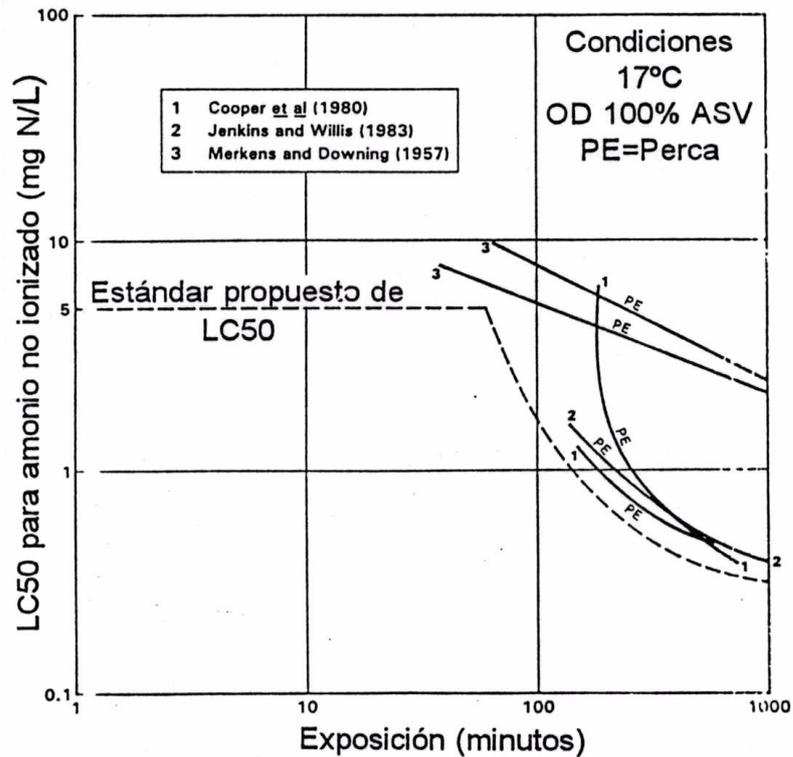
K = factor de corrección por la concentración de oxígeno disuelto (Brown, 1968)



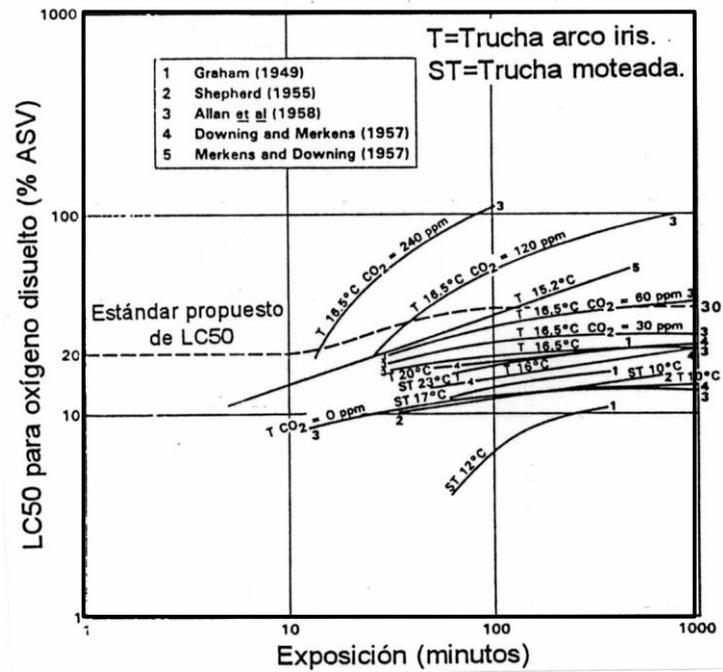
**Amonio: estándar propuesto de LC50 para salmónidos (trucha arco iris, excepto para la línea S = esguín)**



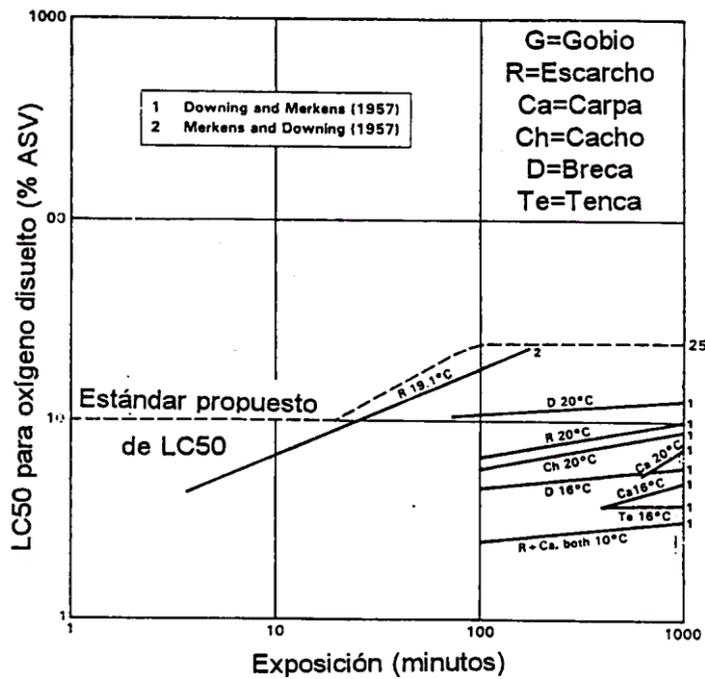
**Amonio: estándar propuesto de LC50 para ciprínidos.**



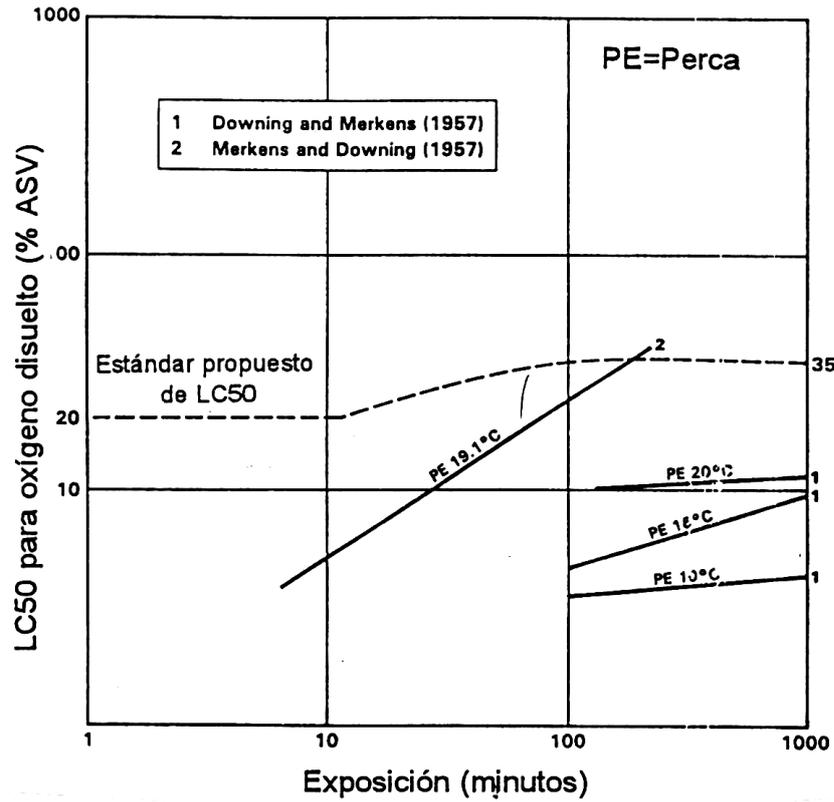
**Amonio: estándar propuesto de LC50 para lucios y percas.**



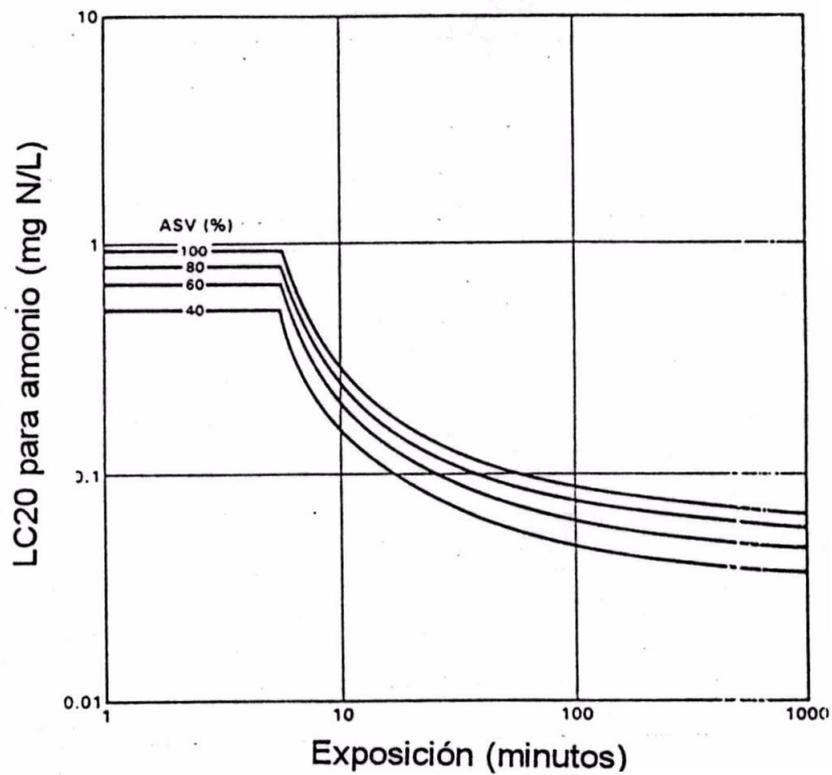
Oxígeno Disuelto: estándar propuesto de LC50 para salmónidos.



Oxígeno Disuelto: estándar propuesto de LC50 para ciprínidos.



Oxígeno Disuelto: estándar propuesto de LC50 para lucios y percas.



Estándares de amonio para salmónidos: efecto de la concentración de OD a 17.5 °C.

Para determinar el tiempo que un suceso de contaminación excede el estándar es necesario medir la concentración del contaminante y el tiempo de exposición del pez a tales concentraciones.

Una aproximación posible al problema se expone en la figura siguiente (WHITELAW, 1989), en donde:

a) Para concentraciones menores que los estándares del *European Inland Fisheries Advisory Comision* (EIFAC) un contaminante se considera que no es dañino para el pez.

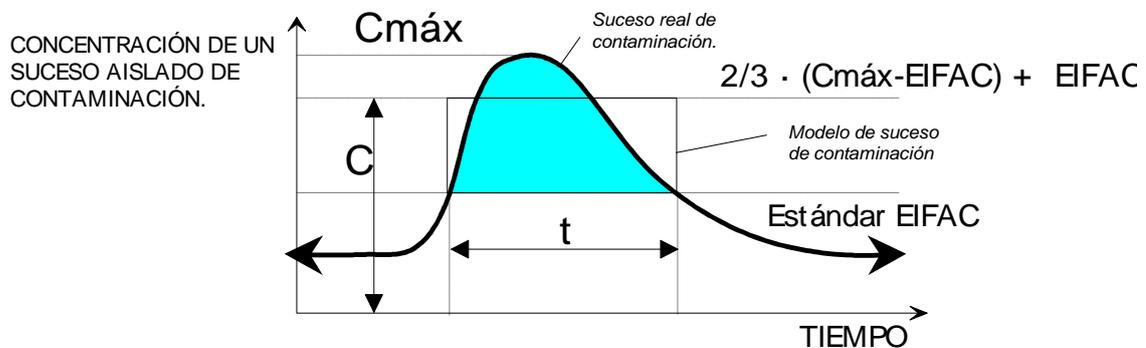
b) La concentración del contaminante, **C**, está definida por :

$$C = (2/3) \cdot (\text{máxima concentración} - \text{estándar EIFAC}) + \text{estándar EIFAC}$$

para el oxígeno disuelto se utiliza un valor de 3.4 en lugar de valor del estándar EIFAC

(la fracción 2/3 se utiliza como un primer intento para describir el área sombreada de la figura).

c) El tiempo de exposición, **t**, se deduce a partir de la construcción de un rectángulo de altura **(C-estándar EIFAC)** y anchura **t**, que es un área igual a la curva real del polutograma sobre el estándar de la EIFAC



**Suceso de contaminación: definición de concentración y duración (WHITELAW, 1989).**

Se necesita un método para tener en cuenta de forma compuesta los efectos de varios tóxicos en un suceso de contaminación, para cuantificar la toxicidad total del suceso.

Brown (1968) (citado por WHITELAW, 1989) estableció un método para 48 horas de LC50 para la trucha arco iris. Asumiendo que su método es también válido para períodos de tiempo más cortos y para otros tipos de peces, se podrían utilizar de la siguiente forma en un suceso de contaminación.

Sean **A**, **B**, y **C** tres tipos de tóxicos en un suceso de contaminación. **C<sub>A</sub>**, **C<sub>B</sub>** y **C<sub>C</sub>** son las concentraciones respectivas y **t<sub>A</sub>**, **t<sub>B</sub>** y **t<sub>C</sub>** son los tiempos de exposición respectivos, obtenidos con el método expuesto anteriormente. **S<sub>A</sub>**, **S<sub>B</sub>** y **S<sub>C</sub>** son los estándares para los tóxicos **A**, **B**, y **C** para los tiempos de exposición **t<sub>A</sub>**, **t<sub>B</sub>** y **t<sub>C</sub>**, respectivamente. El índice total de toxicidad sería para el episodio de contaminación:

$$I = \frac{C_A}{S_A} + \frac{C_B}{S_B} + \frac{C_C}{S_C}$$

Si **I** es mayor que 1, se excede el estándar general. Hay que hacer notar que no se tienen en cuenta los efectos sinérgicos. La validación de este método se podrá realizar una vez finalizado el programa de investigación.