

# METODOLOGIA DE LA SEGURIDAD RADIOLOGICA EN EL EMPLEO DE TRAZADORES RADIATIVOS EN ESTUDIOS HIDRODINAMICOS E INGENIERIA AMBIENTAL

Suárez, R.; Badano, A.; Dellepere, A.;  
Artucio, G.; Bertolotti, A.

Dirección Nacional de Tecnología Nuclear  
Montevideo - Uruguay

## Resumen.

El empleo de trazadores radiactivos en el marco de estudios ambientales e hidrodinámicos, es una herramienta útil para obtener resultados concluyentes. La realización de este tipo de experiencias debe sin embargo, ser conducida de acuerdo a reglamentaciones y recomendaciones existentes, desde el punto de vista del impacto de la práctica sobre el medio ambiente, sobre la salud de la población y sobre los trabajadores ocupacionalmente expuestos. El presente trabajo presenta la metodología de seguridad radiológica aplicada en los estudios hidrodinámicos y de transporte de contaminantes realizados por la DNTN (Dirección Nacional de Tecnología Nuclear) en la zona ubicada entre la bahía de Montevideo y la playa Carrasco (20 km de costa). Estos estudios tenían por finalidad determinar la influencia de las aguas de la bahía (altamente contaminadas) sobre las playas del departamento de Montevideo usando agua tritlada y fluoresceína sódica como trazadores.

Además, se realizó un seguimiento de la pluma generada por el emisario sub-acuático de la ciudad, utilizando para ello  $\text{Na}^{22}\text{I}$ . Para la autorización, la autoridad competente preparó un informe preliminar aplicando los principios básicos de justificación, optimización y limitación de dosis. Allí, se discuten críticamente los objetivos generales y específicos del estudio, aspectos operacionales de las actividades de campo, las medidas de seguridad radiológica y monitoreo ambiental y personal necesarias, así como un plan para situaciones no planificadas. Con el fin de predecir el comportamiento de ambos trazadores, se introduce el uso de modelos de simulación hidrodinámicos y de transporte de masa que aportan información para la evaluación del impacto ambiental y sobre la población de dichas prácticas.

Luego del desarrollo de las campañas, se preparó un informe definitivo que incluye resultados de mediciones de campo (dosimetría personal, de área y ambiental), un análisis a posteriori de los procedimientos de campo empleados y la solución a inconvenientes surgidos en el transcurso de la operación.

Por último, se presentan en el trabajo las conclusiones y sugerencias, logrando identificar los puntos críticos de la metodología como base para evaluar desde el punto de vista de la seguridad radiológica, futuros proyectos que involucren el uso de material radiactivo como trazador en estudios ambientales.

## 1. Introducción.

La ciudad de Montevideo, capital de la República Oriental del Uruguay está situada al sur del país con una localización geográfica aproximada de 35° latitud sur y 56° longitud oeste. La ciudad limita al sur con el estuario del Río de la Plata (ver Figura 1). La costa posee una bahía con un puerto natural en su extremo sur este y una cadena de hermosas playas que representa uno de sus recursos naturales más importante.

En la bahía, desembocan los arroyos Pantanoso y Miguelete aportando el primero, vertimientos de aguas cloacales de origen doméstico y cantidades importantes de residuos sólidos provenientes de los barrios de furgadores establecidos a sus orillas, y el segundo, una capacidad muy grande de efluentes de origen doméstico e industrial, debido a la alta contaminación de industrias instaladas sobre todo en su margen izquierda. A dichos aportes se les suman la descarga de varios colectores de aguas residuales y pluviales, la descarga de hidrocarburos de una refinería de petróleo, y la actividad portuaria existente. Estos aportes mencionados explican la alta contaminación orgánica, patógena y tóxica actual de la misma. Con el objetivo de estudiar la influencia de esta contaminación sobre las playas de Montevideo y paralelamente realizar un seguimiento de la pluma del emisario de Punta Carretas, el Grupo de Hidrología Isotópica e Ingeniería Ambiental de la DNTN (Dirección Nacional de Tecnología Nuclear) elaboró un proyecto que involucró entre otras técnicas, el uso de trazadores radiactivos, concretamente agua tritlada y  $\text{Na}^{22}\text{Na}$ .

Para esto, la División Protección Radiológica y Seguridad Nuclear de la DNTN preparó junto con los responsables de la práctica, una metodología para el estudio de la seguridad radiológica de la misma.

El presente trabajo describe la metodología de la seguridad radiológica desarrollada para el uso de radioisótopos como trazadores en estudios hidrodinámicos y de transporte de contaminantes en zonas costeras.

Asimismo, se describen los métodos de simulación y cálculo empleados para apoyar las decisiones en materia de justificación de la práctica.

## 2. Esquema de la Metodología.

Las bases utilizadas para el desarrollo de la metodología son los principios mismos de la seguridad radiológica, es decir, la justificación y optimización de la práctica, y la aplicación del sistema de limitación de dosis (CIPR, 1991). Dichos principios se aplicaron en diferentes niveles. En primer lugar, fueron aplicados a la práctica desde un punto de vista general (estudios generales), y luego en cada una de las operaciones que involucraban a los trazadores radiactivos (estudios preoperacionales, operacionales y postoperacionales).

La primera etapa o estudio general demandó de la elaboración de una comunicación inicial por parte de los responsables de la práctica, que cubrió los siguientes aspectos: descripción de los objetivos generales y específicos perseguidos con el proyecto, justificación de la práctica en función de los objetivos, y justificación del uso de trazadores radiactivos frente al uso de trazadores convencionales, justificación del uso de radioisótopos elegidos, métodos de campo propuestos para cada estudio. En base a los puntos citados, y de forma interactiva entre los responsables de la práctica y los responsables de la evaluación de la seguridad radiológica, se preparó un informe preliminar que autorizaba la práctica en los aspectos generales y adecuaba las operaciones propuestas en base a los criterios de seguridad. El informe recogió lo expresado en la comunicación inicial y abarcaba además, los siguientes aspectos:

- estimación primaria de las concentraciones de radioisótopos en puntos claves para la seguridad radiológica mediante cálculos sencillos y mediante simulación asistida por computadoras del fenómeno hidrodinámico y de transporte con modelo que se describe más adelante, con una interpretación de estos resultados desde el punto de vista del impacto de la práctica sobre el ambiente, el público y sobre los trabajadores ocupacionalmente expuestos.

- detalle de los procedimientos optimizados a emplear con los trazadores radiactivos,

- definición de las tareas de protección radiológicas necesarias durante las operaciones en el

campo (monitoreo de los niveles de tasa de dosis de radiación, monitoreo de la contaminación, des-contaminación de los materiales utilizados, etc.)

- definición de la persona responsable de la seguridad radiológica de la práctica durante las tareas de campo y de las personas afectadas a las tareas de protección radiológicas previamente establecidas,

- definición de las medidas de seguridad y moni-toreo ambiental necesarias antes, durante y luego de las operaciones (control por parte de un oficial de protección radiológica, control de los radioisótopos durante el almacenamiento y transporte, muestreo para determinación de actividad específica en puntos claves, plan de seguridad para situaciones no planificadas, etc.)

- listado del equipamiento y del personal involucrado en las actividades de campo.

### 3. Métodos de Cálculo y Simulación.

A la altura de la ciudad de Montevideo, donde se encuentra la franja de agua costera objeto del estudio, el Río de la Plata presenta un ancho del orden de los 100 km con profundidades máximas generalmente inferiores a los 25 m. Se trata entonces de un gran cuerpo de agua, de régimen estuarino, con profundidades promedio muy pequeñas comparadas con su extensión tanto longitudinal como transversal. Entonces, la profundidad promedio va a ser siempre pequeña comparada con las distancias que debe recorrer la nube de trazador radiactivo, cualquiera que sea el punto de inyección del mismo. Esto sugiere emplear un modelo espacialmente bidimensional, integrado en profundidad, para describir el transporte del trazador en intervalos de tiempo lo suficientemente grandes. En un modelo integrado en profundidad, aplicable en la franja costera considerada, los movimientos turbulentos del mismo orden o de un orden inferior a la profundidad media (digamos 5 m) no son resueltos como procesos advectivos, sino que se incorporan a la dispersión global del momento lineal en dirección horizontal.

La escala de tiempo  $\tau$ , asociada con esos movimientos turbulentos de dimensión  $l$  se relaciona con la velocidad de transferencia de energía  $\epsilon$  a

través de la jerarquía de vórtices, asociada a la turbulencia que es del orden de  $10^6 \text{ m}^2\text{s}^{-3}$ , mediante las expresiones:

$$v_i \sim \epsilon^{1/3} l^{1/3} \quad \tau_i \sim \frac{l}{v_i} \quad (1)$$

donde  $v_i$  es la velocidad característica de la escala  $l$ . Entonces  $\tau_i$  resulta del orden de 5 minutos (Nihoul, 1975, pp. 35-37). Como consecuencia, el modelo integrado en profundidad alica los detalles de procesos cuyas escalas de tiempo son del orden de los 5 minutos o inferiores. Pero todo esto se verifica cuando la turbulencia puede considerarse aproximadamente localmente isotropa en un flujo homogéneo, cosa que generalmente no ocurre en un régimen estuarino, como el del Río de la Plata, y en especial en una zona de transición como la zona estudiada. En este caso, además de las corrientes asociadas a los ciclos de marea, es necesario tener en cuenta las corrientes provocadas por la estratificación vertical y horizontal. Por otra parte, es imprescindible tener en cuenta la acción del viento sobre el movimiento del agua y el transporte consiguiente del trazador radiactivo, sobre todo cuando el viento sopla hacia la costa y la inyección se ha efectuado en una capa más bien superficial, como es el caso que aquí consideramos. Cuando el viento sopla hacia la costa se suele producir una inversión de flujos en profundidad: las capas superficiales presentan una componente de velocidad que tiende a acercarlas a la costa, mientras que las capas del fondo tienden a alejarse de la costa.

En el caso de un cuerpo de agua significativamente estratificado, las irregularidades del fondo en las zonas de baja profundidad, donde rompen las olas, producen un mezclado vertical con el que se asocian flujos hacia y desde la costa provocados por los gradientes de densidad producidos (Fischer y otros, 1979; Bowden, 1983). A esto se deben agregar la circulación también secundaria, provocada por las variaciones de profundidad transversales al movimiento primario (movimiento este último asociado con las corrientes de marea y con la estratificación longitudinal del cuerpo de agua), por la aceleración de Coriolis y por las corrientes secundarias producidas por la interacción entre las geometrías de cada sección recta y las corrientes de marea.

Por estas razones la predicción detallada de los

procesos de transporte del trazador es muy difícil en un cuerpo de agua sensiblemente estratificado en dirección vertical y con dimensiones transversales comparables a su dimensión longitudinal, como es el caso del Río de la Plata. Estas dificultades no se evitan restringiendo el sistema estudiado a una franja relativamente pequeña adyacente a la costa. No obstante, para los fines de un estudio de protección radiológica es posible una aproximación menos detallada pero que recoge las variables principales que desde este punto de vista deben ser tenidas en cuenta.

Consideremos en primer lugar el problema de estimar el tiempo que tarda un trazador, inyectado en forma prácticamente puntual y súbita, en dispersarse en forma más o menos homogénea en dirección vertical. Si el cuerpo de agua no se encuentra estratificado verticalmente, dicho tiempo  $T_1$  puede estimarse aproximadamente por la siguiente ecuación.

$$T_1 \approx \frac{H^2}{\pi^2 E_{z,0}} \quad (2)$$

donde  $H$  representa la profundidad promedio en el punto considerado y  $E_{z,0}$  es un valor representativo del coeficiente de difusión turbulenta vertical (Oszy y Umiltata, 1989) correspondiente al cuerpo de agua en la posición considerada. Para el agua trillada puede identificarse  $E_{z,0}$  con la viscosidad turbulenta vertical  $v_{z,turb}$ .

En un medio no estratificado esta turbulencia vertical presenta un valor máximo a media profundidad, con valores menores cerca de la superficie y el fondo. Si el medio se halla muy estratificado, con una capa delgada en la que la densidad aumenta bruscamente, el perfil vertical de  $v_{z,turb}$  presenta dos máximos, uno en cada capa. En el espesor de la capa de transición,  $v_{z,turb}$  presenta valores muy pequeños comparados con esos máximos, por lo que, en primera aproximación, puede suponerse que dicha capa constituye un piso (un techo) difusivo para una inyección efectuada en la capa superficial (en la capa profunda). Desde el punto de vista de la protección radiológica, cuando la inyección se efectúa en la capa superficial, como es el caso que consideramos en este trabajo, conviene suponer que hay una interfase impermeable a nivel de dicha capa de transición que de hecho impide al trazador dispersarse por todo el volumen poten-

cialmente accesible. En ese caso, si  $h$  es la profundidad de la capa, el tiempo de relajación a una distribución homogénea en la vertical puede estimarse así:

$$T_1 \approx \frac{h^2}{\pi^2 E_{z,h}} \quad (3)$$

donde  $E_{z,h}$ , aproximadamente  $v_{z,turb,h}$ , se refiere a la capa superior, menos densa. Durante el ciclo de marea las condiciones hidrodinámicas locales sufren variaciones más o menos significativas, pero para fines de radioprotección puede ser suficiente utilizar valores promedio, sobre un ciclo de marea, de los parámetros que caracterizan el mezclado vertical.

Como la escala temporal de génesis y decaimiento de los movimientos turbulentos involucrados en los procesos de dispersión del trazador es generalmente inferior a los 10 minutos, mientras que la escala tiempo de la marea es más de 100 veces mayor, el carácter alternado del flujo puede considerarse como teniendo un efecto de segundo orden sobre el mezclado vertical (Bowden, 1983) aunque sea fundamental para la génesis de los procesos de advección en gran escala, incluyendo las corrientes residuales asociadas a las diferencias en la distribución espacial del flujo entre el ciclo de marea ascendente y el ciclo de marea descendente.

Puesto que los flujos por gradiente de densidad originan movimientos cuya velocidad es generalmente de un orden inferior al de las corrientes de marea, puede suponerse que su efecto directo sobre la intensidad del mezclado vertical es pequeño respecto del efecto de las corrientes de marea. Entonces, si  $H$  es la profundidad media expresada en cm y  $v$  es la amplitud promedio en profundidad de la corriente de marea en  $\text{cm s}^{-1}$ , para un medio no estratificado se tiene para el valor promedio máximo del coeficiente de difusión turbulenta vertical (Bowden, 1983) aproximadamente  $0.16Hv$ . Como valor representativo para el cálculo del tiempo de relajación en  $\text{cm}^2\text{s}^{-1}$ , puede emplearse:

$$E_{z,0} \approx 0.16Hv \quad (4)$$

Si el medio se encuentra apreciablemente estrati-

ficado, el coeficiente  $E_z$ , promedio sobre un ciclo de marea se correlaciona con el número de Richardson local, promediando sobre un ciclo de marea, que se define así (Bowden, 1983):

$$Ri = \frac{g \left[ \frac{\partial \rho}{\partial z} \right]_T}{\rho \left[ \left( \frac{\partial v_x}{\partial z} \right)^2 + \left( \frac{\partial v_y}{\partial z} \right)^2 \right]_T} \quad (5)$$

donde T representa el promedio sobre un ciclo de marea,  $\rho$  es la densidad promedio del fluido, z es la coordenada vertical (dirigida hacia abajo), mientras que  $v_x$  y  $v_y$  son las componentes horizontales de la velocidad de flujo. El término N definido como sigue, es la denominada frecuencia de Brunt-Väisälä, mientras que M es la frecuencia de Kelvin-Helmholtz.

$$N = \left[ \frac{g}{\rho} \frac{\partial \rho}{\partial z} \right]^{1/2} \quad M = \left[ \left( \frac{\partial v_x}{\partial z} \right)^2 + \left( \frac{\partial v_y}{\partial z} \right)^2 \right]^{1/2} \quad (6)$$

Promediando sobre un ciclo de marea se han hallado correlaciones empíricas entre  $E_z$  (difusividad turbulenta vertical en un medio estratificado),  $E_{z0}$  (idem. en un medio no estratificado) y Ri. Una de esas correlaciones es la dada por la ecuación de Mamayev (Nihoul, 1975):

$$E_z = E_{z0} e^{-0.68M} \quad (7)$$

Si se poseen datos suficientes como para estimar el número de Richardson local (un valor medio en profundidad), se puede obtener un valor de orientación para  $E_z$ . Luego se puede calcular, aproximadamente, un tiempo de relajación hacia la distribución homogénea en dirección vertical, empleando la ecuación (2) (medio poco estratificado) o bien la (3) (medio muy estratificado). Puesto que es muy difícil poder predecir la distribución vertical del trazador, excepto en el caso en el que se encuentre confinado en una capa muy delgada (digamos del orden de 1 m) en la que la dispersión es esencialmente en un plano horizontal, es necesario recurrir a un modelo que describa la dispersión y la advección en términos de una actividad y un campo de velocidades horizontal promediados en profundidad. En este tipo de modelo la relación entre el gradiente de actividad y el correspondiente flujo

dispersivo promediado en profundidad, viene dada en general por una expresión del tipo:

$$J = -D \cdot \nabla \bar{a} \quad (8)$$

donde las características de dispersión (fundamentalmente asociadas a procesos de advección diferencial) vienen descritas por un tensor simétrico de orden dos, D, cuyas componentes en las coordenadas cartesianas x e y son  $D_{xx}$ ,  $D_{yy}$  iguales a  $D_{yx}$  y  $D_{xy}$ . Teniendo ésto en cuenta y denominando  $\lambda$  a la constante de desintegración del trazador, el campo de actividades verifica la ecuación siguiente:

$$\frac{\partial(H \bar{a})}{\partial t} + \nabla \cdot (H \bar{a} \bar{u}) = \nabla \cdot (H D \cdot \nabla \bar{a}) - \lambda \bar{a} H \quad (9)$$

Aquí,  $H(t,x,y)$  y  $u(t,x,y)$  se suponen conocidos ya sea a partir de mediciones, ya sea a partir de un modelo hidrodinámico bidimensional. De la ecuación (9) y de la conservación del volumen, se desprende finalmente la ecuación de transporte:

$$\frac{\partial \bar{a}}{\partial t} + \bar{u}_{ap} \cdot \nabla \bar{a} = \nabla \cdot (D \cdot \nabla \bar{a}) - \lambda \bar{a} \quad (10)$$

$$\bar{u}_{ap} = \bar{u} - \frac{D \cdot \nabla H}{H} \quad (11)$$

donde  $u_{ap}$  es una velocidad de advección aparente, suma de la velocidad de advección promediada en profundidad  $u$  y un término originado en las variaciones espaciales en la profundidad del cuerpo de agua, pero que aparece en la ecuación (10) como si fuera una componente del campo de velocidades de advección. Si se dispone de suficiente información hidrodinámica, la distribución de la actividad del trazador en una geometría más o menos realista se puede obtener por técnicas de simulación digital. Esto será presentado y discutido, para el caso que nos ocupa, en otro trabajo. Pero para una evaluación preliminar es suficiente disponer de una acotación conservadora del campo de actividades. Esta se puede obtener en forma analítica, resolviendo la ecuación de transporte para una geometría simplificada y para un campo de velocidades espacialmente uniforme pero representativo de las situaciones posiblemente más comprometidas desde el punto

de vista de la seguridad radiológica. Para una costa recta, sobre la que se dispone el eje x con el eje y perpendicular, penetrando en el cuerpo de agua, si la inyección se efectúa en un punto de coordenadas  $(x_0, y_0)$  en el instante t igual cero, y se supone que el trazador se dispersa en una capa de espesor uniforme h, se tiene, si r es el vector de posición en el plano horizontal:

$$\bar{a}(t, \vec{r}) = A_0 [G(t, \vec{r} - \vec{r}_0, -t <\vec{u}>) + G(t, \vec{r} - \vec{r}_0, -t <\vec{u}>)] \quad (12)$$

donde  $A_0$  es la actividad total inyectada,  $r_0$  posee las coordenadas  $x_0, y_0$  mientras que  $r_0$  posee las coordenadas  $x_0, -y_0$  (para obtener esta solución se aplicó la técnica de imágenes, ver Fisher y otros, 1979). Aquí  $<u>$  representa una velocidad promedio (en el tiempo) adecuada. A su vez,

$$G(t, \vec{r}) = \frac{e^{-\lambda t} e^{-\frac{\vec{r} \cdot \vec{D} \cdot \vec{r}}{4t}}}{h(2\sqrt{\pi t})^2 \sqrt{\text{Det} \vec{D}}} \quad (13)$$

$\text{Det} \vec{D}$  es el determinante del tensor u operador de dispersión,  $\vec{D}^{-1}$  es su operador inverso y el  $\cdot$  representa, como es usual, el producto escalar. Por su parte h es igual a un valor promedio de la profundidad H, o bien se iguala al espesor de la capa superior en un medio muy estratificado, para una inyección superficial. Ahora el  $D_1$  y  $D_2$  son los valores propios del operador  $\vec{D}$  (ambos positivos), definiendo las longitudes,

$$l_1 = \sqrt{2D_1 t} \quad l_2 = \sqrt{2D_2 t} \quad (14)$$

de (12) y (13) se desprende la siguiente acotación (uniforme en el espacio) para el campo de actividades del trazador:

$$\bar{a}(t, x, y) < \frac{A_0 e^{-\lambda t}}{\pi h l_1 l_2} \quad (15)$$

El punto de mayor actividad se habrá desplazado una distancia  $t <u_x>$  paralelamente a la costa. Si la velocidad de advección posee una componente constante  $u_y$  dirigida hacia la costa, el punto de máxima actividad se acercará gradualmente a la costa y la alcanzará en un instante  $t_0$ :

$$t_0 = \frac{y_0}{u_y} \quad (16)$$

En ese momento la actividad del trazador en cualquier punto de la costa ( $y=0$ ) verifica la siguiente acotación:

$$\bar{a}(t, x, 0) < \frac{A_0 e^{-\lambda \frac{y_0}{u_y}}}{2\pi h \sqrt{D_1 D_2}} \frac{u_y}{y_0} \quad (17)$$

Por su simplicidad, la ecuación (17) es muy conveniente en una evaluación preliminar del riesgo ambiental asociado con una inyección de un trazador de actividad  $A_0$  dada, a una distancia  $y_0$  propuesta, siempre que se disponga de valores de orientación para los parámetros  $u_y, D_1, D_2$  y  $h$ , correspondientes a los distintos escenarios posibles. Aunque la ecuación (17) emplea una profundidad efectiva h constante, en caso de que en el transporte se encuentre involucrado la totalidad del cuerpo de agua, el efecto de la disminución en la profundidad al acercarse a la costa se puede describir mediante una componente dirigida hacia la costa en la velocidad de advección aparente. Si el cuerpo de agua está muy poco estratificado verticalmente, es posible representar la variación de las componentes horizontales de la velocidad de advección verdadera mediante polinomios de segundo grado cuyos coeficientes se pueden expresar en función de la velocidad promediada en profundidad y el esfuerzo cortante provocado en la superficie de agua libre por el viento (Koutitas, 1988). Puesto que las componentes del tensor de dispersión se pueden expresar analíticamente como funcionales del perfil vertical de velocidades de advección y del campo de difusividades turbulentas verticales (Oszoy y Umluata, 1989) en principio se pueden obtener las componentes de dicho tensor en función del esfuerzo provocado por el viento, las velocidades de advección promedio (en profundidad) y un valor representativo de dicha profundidad. Luego, calculando el determinante del operador de dispersión (que es igual a  $D_1 D_2$ ) se puede aplicar la acotación que aparece en la ecuación (17) para diferentes condiciones de vientos y velocidades horizontales

de advección.

Para una estimación preliminar del efecto de la dispersión por advección horizontal asociada al viento, puede emplearse un perfil de velocidades del tipo:  $v_y(x, y, z) = V_0$  si  $0 < z < H/2$  y  $v_y(x, y, z) = -V_0$  si  $H/2 < z < H$ , mientras que se supone que  $v_x(x, y, z) = u + V_0 z/H$  para  $0 < z < H$ . En ese caso, si  $E_{x,0}$  es un valor representativo del coeficiente de difusión turbulenta, se obtiene (Fischer, 1978):

$$D_{xx} = \frac{H^2}{120 E_{x,0}} v_0^2 D_{yy} - D_{yy} = \frac{5H^2}{192 E_{x,0}} v_0 V_0 D_{yy} - \frac{H^2}{12 E_{x,0}} v_0^2 D_{yy} \quad (18)$$

Igualando  $V_0$  con las velocidades promedio de flujo desde la costa calculada a partir del perfil parabólico mencionado, se obtiene una estimación de  $V_0$  en función del esfuerzo cortante, dirigido hacia la costa, provocado por el viento. Si el cuerpo de agua está muy estratificado, la inversión de flujos provocada por un viento dirigido hacia la costa, se produce en la capa de transición, de forma que capa superior se desplaza en bloque hacia la costa. Las irregularidades del fondo y la acción del viento generan turbulencias que se combinan con los movimientos asociados a las olas en las proximidades de la costa, con lo cual aumenta el mezclado vertical con la consiguiente disminución de la estratificación y aparece una componente advectiva vertical descendente. Como consecuencia, la capa superior, que lejos de la costa se encuentra relativamente bien diferenciada, ahora se hunde progresivamente mientras se confunde cada vez más con la capa inferior.

#### 4. Seguimiento de la Campaña.

Para la inyección de los trazadores radiactivos se utilizaron dispositivos especialmente preparados. En el caso del tritio, para una inyección de tipo puntual, se diseñó un instrumento capaz de romper bajo el agua la ampolla conteniendo  $3.7 \times 10^{12}$  Bq del radioisótopo, mediante un sistema de dos cilindros de 3 m de largo, uno deslizándose dentro de otro. La ampolla se coloca en un elemento cilíndrico con perforaciones y tapa de rosca. El cilindro interior penetra en este elemento ocasionando la ruptura con su punta. Este dispositivo tiene la ventaja de ser de acción

segura. La liberación del agua tritlada se efectuó desde una embarcación, logrando luego que el movimiento de aguas ocasionado por la hélice de la misma efectuara un mezclado inicial que redujo en el momento la concentración de actividad del agua.

Para el caso del  $^{131}$ , donde se buscaba una inyección continua durante un determinado tiempo, se diluyeron las ampollas originales de 25 ml conteniendo  $7.4 \times 10^{10}$  Bq, en un tanque de 200 L de agua más NaI como portador. La manipulación de la ampolla se realizó con telepinzas y otros instrumentos a distancia, protegiendo al operador con un blindaje de concreto, existente en el lugar de la operación. Con ayuda de una bomba peristáltica se inyectó la dilución en el lugar deseado. Estos dispositivos permitieron una inyección segura además de facilitar la descontaminación de los materiales utilizados (tanque, elementos para agitación y tubo flexible).

Durante todas las operaciones de campo, la manipulación de los trazadores radiactivos fue monitoreada con instrumental apropiado con respecto a la irradiación externa y a la contaminación externa, y controlado por un oficial de radioprotección independiente. De este modo fue posible detectar una contaminación leve en las manos de uno de los operadores durante la etapa de apertura de la ampolla conteniendo el  $^{131}$ , que fue eliminada mediante lavado con abundante agua y jabón, descargando el agua sobre las propias piletas donde se vertería el trazador.

Se tomaron precauciones en cuanto a la zona de influencia de los trazadores radiactivos. En el caso del yodo, el trazador se inyectó a la salida de una pileta de tratamiento, en un canal que conducía directamente al ducto submarino del emisario, por el cual circulaba un flujo de agua de aproximadamente  $1.5 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ . Esto hizo que a la salida del emisario, a 3 km de la costa y a 5 m de profundidad, la dilución del radioisótopo fuera considerable, por lo que no se tomaron medidas adicionales. Para el tritio, se dispuso una zona controlada para el acceso de embarcaciones durante la primera hora posterior a la inyección.

Durante la operación de inyección del agua tritlada en el lugar señalado, un retraso en el horario previsto hizo que la inyección se realizara 1.5 h después de lo planificado, lo que hizo que,

en función del régimen de mareas, la corriente de salida de las aguas de la bahía no fuera la prevista. Por esto, el agua trillada penetró levemente en la zona del canal de acceso a la bahía, ingresando en ésta. Posteriormente, ya mezclado el trazador con las aguas de la bahía, salió en dirección paralela a la costa. Este fenómeno se constató mediante el uso de un trazador químico (fluoresceína sódica) liberado en forma simultánea que permite un seguimiento visual desde la embarcación.

Las dosis ocupacionales se midieron durante todas las operaciones con dosímetros personales termoluminiscentes. Los valores de dosis reportados fueron en todos los casos aceptables, encontrándose un valor máximo para toda la campaña, de 0.28 mSv para el operador más expuesto, valor concordante con el indicado de 0.25 mSv, por el dosímetro de tipo lapicera. Con respecto a la vigilancia ambiental, si bien los valores esperados de concentraciones de radioisótopos en aguas de recreación eran bajos, se tomaron muestras antes, durante y después de la campaña. Los valores de las muestras mostraron los siguientes máximos:

**Valores máximos de concentración de actividad por radioisótopo en las muestras de agua en Bq.L<sup>-1</sup> y su ubicación con respecto a la costa.**

Agua trillada	58	a 500 m de la costa
" "	3200	a 2800 m de la costa

## 5. Conclusión.

En este trabajo se han presentado de manera ordenada, las consideraciones a tener en cuenta en la evaluación de la seguridad radiológica de prácticas que empleen trazadores radiactivos en el marco de estudios ambientales e hidrodinámicos. Las tareas de control por parte de la autoridad competente deben no solamente abarcar los estudios e informes iniciales y finales de la campaña, sino que deben solaparse con las actividades mismas, permitiendo así un seguimiento de las condiciones de realización. El trabajo discute algunas herramientas para el análisis de la hidrodinámica y del transporte de masa en cursos de agua del tipo estuarino fuertemente estratificados y propone una solución cómoda, desde el punto de vista de la protección

radiológica, para la simulación del transporte del trazador radiactivo en este tipo de aguas costeras. La fórmula (12) permite calcular valores de orientación para el campo de actividades integrado en profundidad, obteniendo así una estimación de la distribución espacial del trazador en un escenario dado. La fórmula (17) permite acotar superiormente en forma conservadora, los valores de actividad en la costa correspondientes a distintos escenarios hidrodinámicos, distintas actividades globales y distintos puntos de inyección. Las fórmulas (18) dan un ejemplo de la dependencia de los coeficientes del tensor de dispersión de la estructura del flujo. Para otras estructuras de flujo se pueden obtener las correspondientes expresiones de dichos coeficientes, utilizándolas luego en la simulación de la distribución, en el espacio y el tiempo, de la nube de trazador. Una consecuencia interesante de la aproximación utilizada en este trabajo es la representación de las variaciones en la profundidad (estimables mediante datos batimétricos) como una velocidad de advección aparente (fórmula 11). Las consecuencias de esto último serán consideradas en otra parte.

La complejidad de las actividades de campo realizadas en esta oportunidad (10 instituciones y más de 60 personas involucradas) demostraron que la coordinación y supervisión del cumplimiento de protocolos de trabajo previamente establecidos juegan un papel decisivo para mantener los criterios de seguridad. Para esto se encontró imprescindible una comunicación directa entre el responsable de la práctica y el responsable de la auditoría de seguridad radiológica. En casos no previstos, este último debe ser consultado para la modificación de los procedimientos en los trabajos de campo.

En relación al número de auditores necesario, que depende del riesgo involucrado, de la complejidad de las tareas y de la capacitación específica de los mismos en el tema, se vio necesario para esta experiencia un mínimo de 2.

El empleo de trazadores radiactivos en estudios hidrodinámicos y ambientales ha mostrado sus ventajas frente a trazadores convencionales. La metodología aquí presentada permite un análisis ordenado de las distintas etapas y aporta herramientas útiles para la decisión en materia de autorizaciones de este tipo de prácticas.



## 6. Referencias y Bibliografía Adicional.

**Adams, E. y Baptista A.**, 1986, "Ocean dispersion modelling", *Water resources*.

**Bowden, K.**, 1983, "Physical Oceanography of Coastal waters", Ellis Horwood, Londres.

**CIPR**, 1991, Comisión Internacional de Protección Radiológica, vol. 60, Pergamon Press, London.

**Fischer, H. B.**, 1978, "On the tensor form of the bulk dispersion coefficients in a bounded skewed shear flow", *J. Geophys. Res.*, **83**, pp. 2373-2375.

**Fischer y otros**, 1979, "Mixing in inland and coastal water", Wiley, New York.

**Holly F. y Usseglio-Polatera J.**, 1984, "Dispersion simulation in two dimensional tidal flow", *J. Hydraul. Eng.*, ASCE, **110(7)**, pp. 905-926.

**Holly, F.**, 1985, "Dispersion in rivers and coastal waters: physical principles and dispersion equations", P. Novak (ed), *Developments in hydraulic engineering*, Vol. 3, Elsevier Applied Science Publishers, London and New York, pp. 1-37.

**Kaye, R. B. y Haddard P. R.**, "Compliance testing for ocean outfall performance utilising natural fluorescence of effluent in sea water mixtures", pp. 41-48.

**Koutitas C. G.**, 1988, "Mathematical models in coastal engineering", Pentech Press, London.

**Mc Dowell y O'Connor B.**, 1977, "Hydraulic behaviour of estuaries", Mac Millan Press, London.

**Nihoul J.**, 1975, "Marine systems analysis", "Hydrodynamic models" y "Passive dispersion models", J. Nihoul (ed), *Modelling of marine systems*, Elsevier, Amsterdam, pp. 3-39, pp. 41-67 y pp. 69-95 respectivamente.

**Ozoy E. y Úmlúata U.**, 1989, "Transport of marine pollutants", J. Alkaigés (Ed), *Marine pollution*, pp. 35-96, Hemisphere Publishing Corporation, New York.

**Plata A., Kurucz A., Vera C., Suárez Antola R., Ures C. y Pintos A.**, 1992, "Circulación y renovación del agua de la Bahía de Montevideo", OIEA, Sección de Hidrología Isotópica, Departamento de Investigación e Isótopos, Viena.

**Plata A., Suárez Antola R., Dellepère A., Barreiro M., Odino R., Souto B., Vera C., Badano A., Pintos A. y otros**, 1993, Informe de avance del "Estudio de la contaminación costera de la zona de Montevideo mediante técnicas de trazadores", OIEA, Sección de Hidrología Isotópica, Departamento de Investigación e Isótopos, Viena.

**Sauvaget, P.**, 1985, "Dispersion in rivers and coastal waters: numerical computations of dispersion", P. Novak (ed), *Developments in hydraulic engineering*, Vol. 3, Elsevier Applied Science Publishers, London and New York, pp. 39-78.

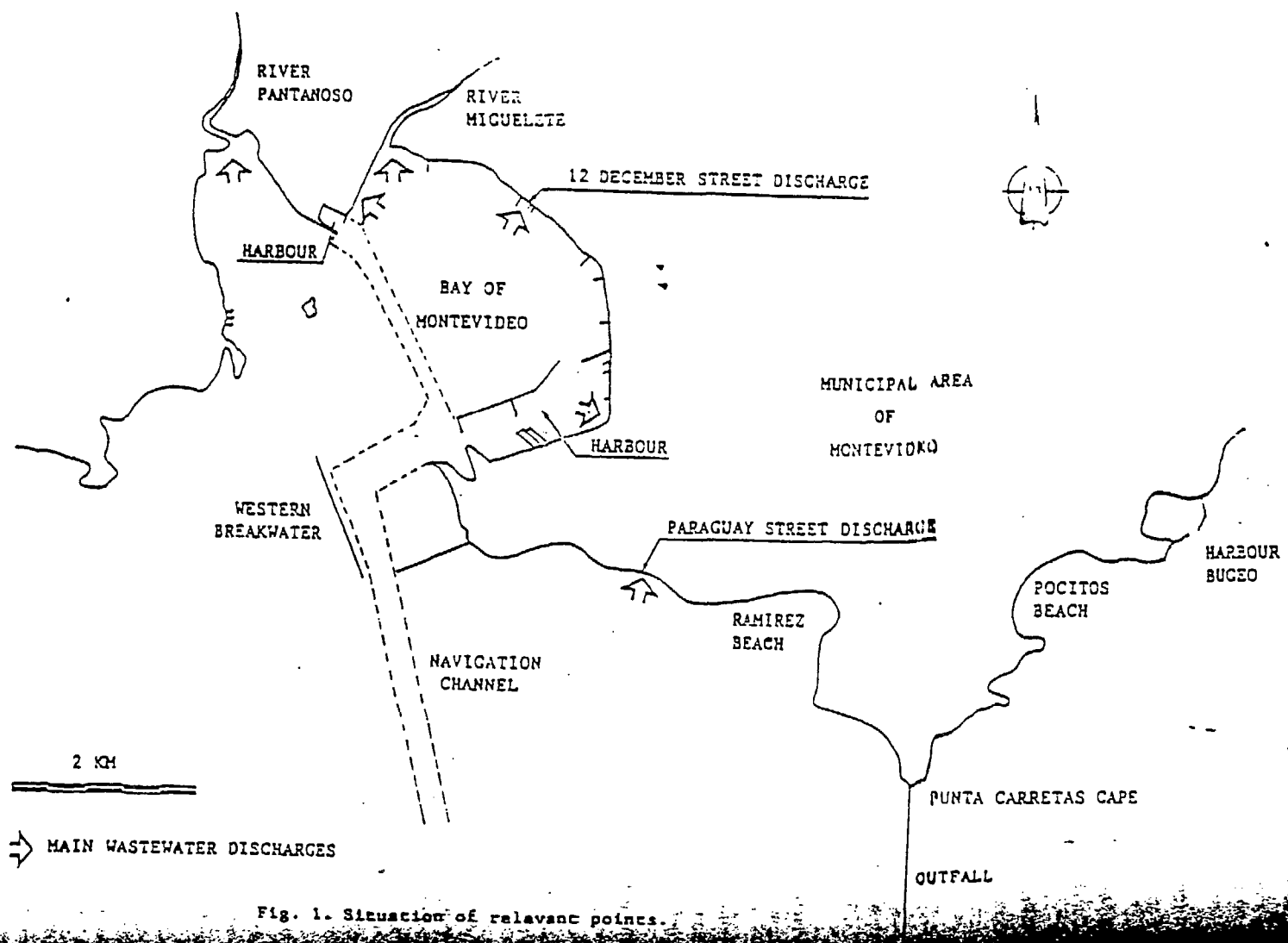


Fig. 1. Situation of relevant points.