

**TESIS DE
DOCTORADO
EN INGENIERIA
MENCIÓN QUÍMICA**

**Dispersión de sustancias peligrosas en aire.
Metodologías para la determinación del riesgo y
distancias de intervención ante escenarios accidentales
estocásticos.**

Tesista

Mg. Ing. Sandra Mariela Godoy

Directores

Dr. Nicolás J. Scenna

Dr. Alejandro S. M. Santa Cruz

Dr. Oscar Anunziata

UTN FRC -2012

*A mi familia,
para quienes están dedicados todos mis logros,
y en particular, éste, el mayor de mis esfuerzos.*

AGRADECIMIENTOS

A mis Directores de Tesis Nicolás Scenna y Alejandro Santa Cruz, quienes me guiaron en el desarrollo de este trabajo y me alentaron a continuar con él, superando los obstáculos que encontré en el camino.

A mi Co-director Oscar Anunziata, por la disponibilidad e invaluable apoyo que recibí desde el día que comencé este camino.

A Patricia Mores y Fabricio (Gino) Todeschini, por su horas de apoyo y esfuerzos en las tareas de programación, y particularmente por la enorme generosidad de compartir lo aprendido en pos de que STRRAP sea más que éste trabajo de tesis.

A TODOS los integrantes del CAIMI. A los que hicieron que las horas dedicadas a esta tarea sean más amenas, y a los me ayudaron a desarrollar la imprescindible capacidad de valorar las distintas formas de entender y proceder.

A la Facultad Regional Rosario de la Universidad Tecnológica Nacional, por haberme brindado la oportunidad de disponer de un espacio, físico y académico, que ha sido de fundamental importancia para mi formación profesional, y desde donde me comprometo a devolver todo lo recibido, con vocación y el sentido de la excelencia de quienes me han formado.

Gracias a todos por permitirme crecer....

TABLA DE CONTENIDO

TABLA DE CONTENIDO.....	5
ÍNDICE DE FIGURAS	7
ÍNDICE DE TABLAS	9
ABREVIATURAS Y SÍMBOLOS.....	11
RESUMEN	15
CAPÍTULO 1.....	17
Introducción, relevancia del problema y estado del arte. análisis de riesgos considerando variabilidad estocástica	17
1.1 Riesgo ambiental y tecnológico ante emisiones y/o fugas de sustancias peligrosas	17
1.2 Conceptos básicos	22
1.3 Definición e interpretación del riesgo	24
1.4 Vulnerabilidad y criterios de salud. Distancias de seguridad	29
1.5 Metodologías para el cálculo del riesgo y distancias de afectación. Un problema estocástico	32
1.6 Objetivos y desarrollo de la tesis.....	40
CAPÍTULO 2.....	45
Cálculo del riesgo para fuentes móviles y estáticas considerando variabilidad estocástica	45
2.1 Introducción a la problemática	45
2.2 Modelado y cálculo del riesgo individual	47
2.3 Riesgo social. Obtención de curvas f-n.....	51
2.4 Pre-procesamiento de datos con variabilidad estocástica.....	54
2.5 Emisor de referencia estocástico. Algoritmo de Traslación	55
2.6 Metodología para el cálculo de distancias de intervención o impacto para fuentes móviles y estáticas.....	58
2.7 Arquitectura de STRRAP. Sistema informático	61
2.8 Casos de estudio.	65
2.8.1 Fuga de un líquido tóxico volátil desde una fuente fija puntual	65
2.8.2 Fuga de un gas tóxico en un accidente en transporte	72
2.8.3 Mapas de riesgo basados en la definición de zonas de impacto	77
2.9 Conclusiones	79
CAPÍTULO 3.....	81
Determinación de distribución de concentración y distancias de afectación de material particulado en aire considerando variabilidad estocástica.....	81
3.1 Introducción.....	81
3.2 Modelos de dispersión.....	83
3.2.1 Calculo de la velocidad de sedimentación de Stokes	84
3.2.2 Cálculo de la altura efectiva de la chimenea	86
3.2.3 Evaluación de los coeficientes de dispersión.....	88
3.3 Metodología para la determinación de los mapas de concentración de material particulado y distancia de afectación.....	88

3.3.1	Algoritmo de cálculo de concentración.....	88
3.3.2	Definición de distancia de impacto estadísticamente ponderada	93
3.3.3	Implementación computacional.....	94
3.4	Caso de Estudio	95
3.5	Conclusiones	102
CAPÍTULO 4	105
Dispersión en aire de bioaerosoles. Cálculo de distancias de impacto		
4.1	Introducción	105
4.2	Modelos de Dispersión.....	108
4.2.1	Capa de mezcla. Evaluación de la altura de mezclado	108
4.3	Determinación de niveles de concentración y distancias de impacto para casos específicos	113
4.3.1	Cálculo de distancias de impacto para bioaerosoles	114
4.4	Conclusiones	131
CAPÍTULO 5	133
Cálculo de distancias de seguridad para el diseño seguro del lay out de plantas.		
5.1	Introducción	133
5.2	Metodología general	135
5.3	Caso de estudio: Fuga en tanque de almacenamiento con metanol, sin dique de contención.....	137
5.4	Conclusiones	144
CAPÍTULO 6	147
Conclusiones y trabajos futuros		
6.1	Logros alcanzados y limitaciones presentes en este trabajo de tesis.....	147
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....		
ANEXO I		
Metodología Probit		
ANEXO II.....		
Descripción y códigos de la subrutina Monte Carlo.....		
ANEXO III.....		
Subrutinas Módulo de gases livianos		
ANEXO IV		
Subrutinas Módulo Material Particulado.....		
ANEXO V		
Subrutinas Módulo Bioaerosoles		

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1: Relaciones entre incidentes, escenarios y eventos.	23
Figura 1.2: Riesgo de muerte por grandes accidentes o catástrofes.	26
Figura 1.3: Tolerabilidad del riesgo.	27
Figura 1.4: Límites de riesgo para accidentes mayores en Holanda.....	28
Figura 1.5: Árbol de eventos para un incidente de transporte con fuga de cloro.	29
Figura 1.6: Representación de las zonas de aislamiento inicial y acción protectora según Brown et al., 2000.	31
Figura 1.7: Modelo simplificado de la estrategia Monte Carlo.	36
Figura 2.1: Discretización de los puntos de emisión y la grilla de puntos receptores.	47
Figura 2.2: Árbol de eventos genérico.	49
Figura 2.3: Curva F-N para actividades industriales típicas.....	52
Figura 2.4: Procedimiento general para el cálculo de la curva F-N.	53
Figura 2.5: Niveles jerárquicos de funciones de densidad de probabilidad.....	54
Figura 2.6: Desplazamiento de la zona afectada por el <i>ERE</i>	56
Figura 2.7: Diagrama de flujos simplificado del Algoritmo de Traslación.	57
Figura 2.8: Superposición de efectos de varios emisores sobre un receptor determinado.....	58
Figura 2.9: Metodología para el Cálculo de las Distancias de Impacto.	61
Figura 2.10: Módulos de cálculo de STRRAP.	63
Figura 2.11: Histogramas de las tres variables meteorológicas estocásticas adoptadas.	67
Figura 2.12: Interfaz de entrada de datos (selección del modelo).	68
Figura 2.13: Interfaz de entrada de datos (características de la sustancia y de la emisión).	69
Figura 2.14: Interfaz de salida de resultados (mapa de riesgo con metodología opción A).	70
Figura 2.15: Interfaz de salida de resultados (mapa de riesgo con metodología opción B).	71
Figura 2.16: Interfaz de salida de resultados (Curva F-N).	72
Figura 2.17: Árbol de eventos para una fuga continua con tres posibles caudales.....	73
Figura 2.18: Interfaz de entrada de datos (características de la sustancia).	75
Figura 2.19: Interfaz de entrada de datos (características de emisión).	75
Figura 2.20: Interfaz de entrada de datos (Otros parámetros de interés).	76
Figura 2.21: Interfaz de salida de resultados (mapa de riesgo en accidente en transporte).	77
Figura 2.22: Mapa de riesgo para fuga puntual de metanol – Otro enfoque.	78
Figura 3.1: Algoritmo para el cálculo de altura efectiva de chimenea.	89
Figura 3.2: Algoritmo para el cálculo de histogramas de concentración total de PM_{10}	92
Figura 3.3: Definición de distancia de impacto.	93
Figura 3.4: Algoritmo de cálculo de PM en STRRAP.	94
Figura 3.5: Distribución de material particulado de fuentes estacionarias: Aplicación al sistema de compensación de emisiones en la Región Metropolitana, Chile.	96
Figura 3.6: Interface de entrada de datos de STRRAP.	98

Figura 3.7: Mapa de distribución de concentraciones - PM _{2,5}	99
Figura 3.8: Mapa de distribución de concentraciones – PM ₁₀	100
Figura 3.9: Mapa de frecuencias - PM _{2,5}	101
Figura 3.10: Mapa de frecuencias – PM ₁₀	102
Figura 4.1: Parámetros de simulación (bacterias).	117
Figura 4.2: Parámetros de simulación (coliformes totales).	117
Figura 4.3: Parámetros de simulación (hongos).	118
Figura 4.4: Mapa de concentraciones y distancia de impacto (<i>DI</i>) para bacterias.	119
Figura 4.5: Mapa de concentraciones y distancia de impacto (<i>DI</i>) para coliformes totales.	119
Figura 4.6: Mapa de concentraciones y distancia de impacto (<i>DI</i>) para hongos.	120
Figura 4.7: Mapa de concentraciones para bacterias –invierno, $f = 5 \times 10^{-5}$	121
Figura 4.8: Mapa de concentraciones para bacterias – verano, $f= 5 \times 10^{-5}$	121
Figura 4.9: Mapa de concentraciones para bacterias - verano, $f = 5 \times 10^{-2}$	122
Figura 4.10: Mapa de concentraciones para bacterias - invierno – día.	123
Figura 4.11: Mapa de concentraciones para bacterias – invierno – noche.	123
Figura 4.12: Distancias de impacto vs. caudal de emisión.....	124
Figura 4.13: Parámetros de Simulación (Biosólidos - Coxackievirus A21).....	126
Figura 4.14: Mapa de isoconcentraciones de Coxackievirus A21.....	127
Figura 4.15: Mapa de isoriesgo de infección por Coxackievirus A2.	128
Figura 4.16: Probabilidad de infección por Coxackievirus A21 - tiempo de exposición.	128
Figura 4.17: Mapa de concentraciones y distancia de afectación (<i>RI</i>) para aftosa.	131
Figura 5.1: Árbol de probabilidades para distintos diámetros de orificio en tanques de almacenamiento...137	
Figura 5.2: Distancias de impacto en función del área del charco.	141
Figura 5.3: Distancias de impacto ponderadas vs. altura de nivel de líquido (para ERPG-1).....	142
Figura 5.4: Distancias de impacto ponderadas vs. altura de nivel de líquido (para ERPG-2).....	142
Figura 5.5: Distancias de impacto ponderadas vs. altura de nivel de líquido (para ERPG-3).....	143
Figura 5.6: Distancias de impacto en función de la altura de nivel de líquido.....	143

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1. Zonas de riesgo: Concentración – tiempo de exposición	78
Tabla 3.1. Ecuaciones para la velocidad límite de sedimentación.....	85
Tabla 3.2. Constantes para coeficientes de dispersión.	88
Tabla 3.3. Distribución de tamaños de partículas y concentraciones límite (CL) y de fondo (CF).....	96
Tabla 3.4. Parámetros de simulación.....	97
Tabla 3.5. Algunos resultados de la simulación estocástica.....	102
Tabla 4.1. Constantes para cálculo de coeficientes de dispersión	111
Tabla 4.2. Parámetros de simulación.....	116
Tabla 4.3. Riesgo de infección para distintos tiempos de exposición.	127
Tabla 4.4. Flujo de virus de aftosa para animales comunes en una granja.	130
Tabla 4.5. Parámetros de simulación para caso aftosa.	130
Tabla 5.1. Diámetros de orificio característicos – tiempo de fuga	138
Tabla 5.2. Caudal másico, área del charco calculados según diámetros de orificio característicos.	139
Tabla 5.3. Distancias de impacto según ERPG1.	140

ABREVIATURAS Y SÍMBOLOS

ACGIH	Junta Gubernamental de Higienistas Industriales Americanos
AIHA	Asociación Americana de Higienistas Industriales
ALARA	As Low As Reasonable Achievable
ALARP	As Low As Reasonably Practicable
API	American Petroleum Institute
CCPS	Center for Chemical Process Safety
DAI	Distancia de Aislamiento Inicial
DAP	Distancia de Acción Protectora
ERE	Emisor de Referencia Estocástico
ERG	Emergency Response Guidebook
ERPGs	Guía de Planeamiento y Respuesta ante Emergencias
GLP	Gas Licuado de Petróleo
GRE	Guía de Respuesta ante Emergencias
ID ₅₀	dosis infecciosa media
SIG	Sistema de Información Geográfico
STRRAP	Stochastic Toxic Release Risk Assessment Package
TLVs	valores umbrales límite
UFC	Unidades Formadoras de Colonias
λ	recorrido libre medio
ρ	densidad del gas
Ω	medida de la vulnerabilidad ponderada
φ	latitud
ω	velocidad de rotación terrestre
σ_{jk}	densidad poblacional
ρ_l	densidad de líquido
Ω_m	consecuencia debido al emisor “m”
λ_M	longitud de Monin-Obukhov
Ω_{mijk}	consecuencia sobre cada receptor (j, k) debido al emisor (i) y evento (m)
ρ_p	densidad de la partícula
(X_j, Y_k)	coordenadas de receptores
σ_y	coeficiente de dispersión en la dirección y
σ_z	coeficiente de dispersión en la dirección z
ϕ_z	fracción másica de partículas del tamaño z
Δh	elevación de la pluma por flotación y momento
ΔL_{Ri}	longitud del segmento de camino
Δt	tiempo de exposición
μ	viscosidad del gas
A	área del charco
a	constante empírica ecuación probit
A_0	área del orificio
A_{jk}	área del rectángulo de la grilla (j, k)
b	constante empírica ecuación probit
C	concentración de contaminante
C_B	concentración de fondo
C_D	coeficiente de arrastre de la partícula

$C_{Dp,s,j,k}$	concentración de partículas con diámetro D_p calculado en el ensayo s , para el receptor RE_{jk}
C_L	concentración límite
C_{L-PMx}	nivel de concentración límite permitido para PM_x
C_{mijk}	concentración en cada receptor (j,k) originada por el emisor (i) y el evento (m)
C_{mp}	concentración de PM
C_p	concentración total de partículas
C_{TB}	concentración total de bioaerosoles
$C_{Ts_{jk}}$	concentración másica total para el ensayo aleatorio s , en el receptor RE_{jk}
d_c	diámetro de la chimenea
DI	distancia de impacto
D_p	diámetro de la partícula
E_i	emisor
F	frecuencia de ocurrencia de un evento accidental
F_b	parámetro de flujo por flotabilidad
f_c	valor absoluto del parámetro de Coriolis
f_i	probabilidad de accidente en cada segmento de la ruta (i)
f_l	factor de letalidad
F_m	parámetro de flujo por momento
F_N	frecuencia con que son afectadas N o más personas
g	aceleración de la gravedad
G	velocidad de deposición de las partículas por unidad de área y de tiempo
H	nivel de líquido en tanque
h	altura de la fuente de emisión
h_{cm}	altura de la capa de mezcla
h_{ch}	altura del charco
h_{ef}	altura efectiva de emisión
h_s	altura real de la chimenea
h_{so}	altura de líquido sobre el orificio
I	número de segmentos en los que se dividió el camino o ruta
k_g	coeficiente de transferencia de materia
M	número de eventos
M_m	masa molecular
n	exponente empírico ecuación probit
N_T	número de camiones transportados por año
PE_m	probabilidad de cada evento m
p_{exo}	presión exterior al orificio
P_I	Probabilidad de infección
P_i	probabilidad de accidente asociado al medio de transporte por unidad de longitud
PM	material particulado
PM_x	partículas de tamaño menor o igual a "x" μm
p_{sat}	presión de saturación
p_{snl}	presión sobre el nivel del líquido
P_{Ymijk}	probabilidad de muerte en cada $RE(j,k)$ debido al emisor (i) y al evento (m)
Q_{evap}	flujo de evaporación
Q_f	flujo másico de líquido derramado
Q_p	caudal másico total de partículas
Q_z	caudal másico de partículas de tamaño z

R	riesgo
r	habilidad de un organismo para infectar y debilitar un huésped
Re	Número de Reynolds
RE_{jk}	Receptor ubicado en las coordenadas (X_j, Y_k)
R_g	constante universal de los gases ideales
r_h	velocidad promedio de respiración en humanos
R_{jk}	riesgo sobre un receptor j,k
R_{mijk}	riesgo sobre un receptor j,k debido al emisor (i) y evento (m)
R_T	riesgo total
R_u	constante de Von Karman
s	escenario o prueba aleatoria
T_a	Temperatura ambiente
T_{sg}	Temperatura de salida de gases
u	velocidad del viento
u^*	velocidad de fricción
u_m	velocidad molecular media
u_{ref}	velocidad del viento a la altura de medición
u_s	velocidad del viento a la altura de la chimenea
u_t	velocidad de sedimentación de Stokes
u_{sg}	Velocidad de salida del gas
Y	unidad probit
Y_{mijk}	número Probit para el RE(j,k) debido al emisor (i) y al evento (m)
Z	cantidad de niveles en una distribución discreta de tamaño de partículas
z	altura del receptor
z_0	longitud de rugosidad característica de superficie
z_{ref}	altura de medición del viento

En este trabajo se presenta el desarrollo de un sistema integrado capaz de soportar la tarea de evaluación del riesgo y el cálculo de distancias de impacto ante eventos de dispersión en aire de gases tóxicos, material particulado y bioaerosoles considerando la incertidumbre estocástica de las variables meteorológicas locales. Se muestran las modificaciones realizadas sobre la arquitectura básica del prototipo existente, STRRAP (Stochastic Toxic Release Risk Assessment Package), lográndose la flexibilidad y robustez suficiente como para abordar problemas que involucran tanto a fuentes fijas como móviles, a parámetros concentrados (cisternas, tanques, etc.) como distribuidos (por ejemplo cañerías y/o gasoductos, entre otros sistemas de interés), lo cual se expone en los diferentes casos de estudio abordados a lo largo de la tesis.

Asimismo, se analizan las consecuencias de la exposición de las personas a determinados agentes, no sólo desde el punto de vista de emisiones accidentales y de carácter agudo, sino que se aborda la problemática de la exposición crónica por inhalación, de material particulado respirable y microorganismos patógenos.

Por otro lado, se propone una metodología para la determinación de distancias de impacto o afectación ante potenciales accidentes asociados a equipos de procesos, orientadas en particular a la estimación del efecto dominó y al diseño del lay out de la planta en la etapa de la ingeniería conceptual. Este enfoque resulta poco utilizado en la literatura, por lo que la herramienta generada al respecto en este trabajo representa un importante avance tanto en el sentido práctico como el conceptual.

Para mostrar la versatilidad lograda en STRRAP y la metodología propuesta tanto para el análisis de riesgos como para la determinación de distancias de impacto, se presentan varios casos de estudio para los que se obtienen mapas de iso-riesgo, curvas de riesgo social (F-N), distancias de seguridad o impacto y mapas de concentraciones asociados a la dispersión de gases tóxicos, material particulado y bioaerosoles, ya sean almacenados en tanques, transportados por una cisterna o emitidos desde una chimenea o un foco infeccioso, según el problema planteado.

INTRODUCCIÓN, RELEVANCIA DEL PROBLEMA Y ESTADO DEL ARTE. ANÁLISIS DE RIESGOS CONSIDERANDO VARIABILIDAD ESTOCÁSTICA

1.1 RIESGO AMBIENTAL Y TECNOLÓGICO ANTE EMISIONES Y/O FUGAS DE SUSTANCIAS PELIGROSAS

La presencia de contaminantes en el aire de tipo químico, físico y/o biológico, provenientes tanto de las emisiones y/o efluentes industriales como de fugas o escapes accidentales conllevan un riesgo para la vida y la salud de las personas.

Las sustancias consideradas peligrosas son compuestos o mezclas que representan una amenaza para la salud, los bienes y/o el ambiente, ya sea por su toxicidad, inflamabilidad y potencial explosivo, entre otros.

Estas sustancias y sus derivados pueden interactuar con moléculas que son decisivas para los procesos bioquímicos o fisiológicos del cuerpo humano. Hay tres factores que influyen en la posibilidad de daño tóxico: las propiedades químicas y físicas de la sustancia, la dosis que llega a los individuos y la capacidad de respuesta de los mismos.

Los diversos mecanismos de dispersión (advección, difusión molecular y turbulenta, reacciones químicas, etc.) afectan los niveles de concentración de contaminantes a nivel del suelo. Este proceso depende de diversos factores, entre ellos, las condiciones meteorológicas, la altura de las fuentes emisoras relativas al tamaño y a la posición de los obstáculos (topografía del terreno), y el caudal emitido.

En el caso de difusión de gases tóxicos, su estado físico representa una gran preocupación. Dado que éstos se expanden indefinidamente, en caso de fuga, los gases tienden a ocupar todo el ambiente incluso cuando poseen una densidad diferente de la del aire.

Además, los gases pueden presentar otros peligros debido a su poder de oxidación y corrosión. Algunos gases, como el cloro, presentan olor y color característicos, mientras que otros, como el monóxido de carbono, no presentan ni olor ni coloración, lo que puede dificultar su identificación en la atmósfera y las medidas de control durante una fuga eventual. Por otra parte, los gases considerados biológicamente inertes, es decir, que no son metabolizados por el organismo humano, pueden representar peligros para el hombre

bajo ciertas condiciones. Todos los gases, con excepción del oxígeno, son asfixiantes. Las grandes fugas, inclusive de gases inertes, reducen el contenido de oxígeno de los ambientes cerrados, lo que causa daños a la salud que pueden provocar la muerte de las personas expuestas.

Una propiedad fisicoquímica relevante durante la atención a las fugas de gases es la densidad del producto en relación con la del aire. Los gases más densos que el aire tienden a acumularse en el nivel del suelo y, por consiguiente, tendrán una dispersión difícil comparada con la de los gases con una densidad próxima o inferior a la del aire.

Existen dificultades e incertidumbres para estimar con exactitud los niveles de exposición de la población general a los diversos contaminantes ambientales. Estos niveles suelen ser mayores en los países en desarrollo que en los países desarrollados, donde la contaminación del aire se controla más rigurosamente y las zonas residenciales suelen estar más alejadas de las industrias y de los caminos por los que se transportan materiales peligrosos.

Algunos accidentes donde intervienen sustancias potencialmente peligrosas, exigen la evacuación de la población de los alrededores. La decisión de evacuar o no a la población dependerá de algunas variables, como por ejemplo:

- Peligrosidad presentada por el producto usado.
- Cantidad del producto vertido.
- Características fisicoquímicas del producto (densidad, tasa de expansión, etc.).
- Condiciones meteorológicas en la región.
- Topografía del lugar.
- Proximidad a áreas habitadas.

El desarrollo industrial es siempre una fuente de riesgos a menos que se adopten medidas de prevención adecuadas.

En efecto, son numerosas las liberaciones accidentales de sustancias peligrosas con graves riesgos para la salud registradas en diversos países. Si bien se presentan con baja frecuencia, el costo social, ambiental y económico es elevado. Uno de los peores accidentes de este tipo fue el que se produjo en Bhopal, India, en 1984, donde una fábrica de pesticidas, propiedad de Union Carbide, sufrió un escape de 42 toneladas de isocianato de metilo causando la muerte de miles de personas.

En nuestro país, hechos de esta naturaleza también han tenido lugar, y en algunos casos con registro de víctimas fatales. En el año 2002 la empresa ACA (Asociación de Cooperativas Argentinas) tuvo una explosión en uno de los túneles de transporte de

semillas, causado por el polvo de cereal. Murieron cuatro personas, algunas fueron arrojadas al río por efecto de la onda expansiva, otras sufrieron múltiples heridas. En el barrio circundante decenas de casas fueron afectadas con quebraduras y rajaduras de paredes, techos, mampostería y roturas de vidrios.

Una explosión similar y con muy pocos meses de diferencia ocurrió en la empresa Toepfer, donde murieron tres personas y hubo enormes daños materiales.

En 2007, un incendio ocurrido en la planta piloto de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Río Cuarto, dejó como saldo un muerto y varios alumnos y docentes con quemaduras graves. El incendio habría sido originado por un derrame de hexano durante un experimento de extracción de aceites.

Según información en medios periodísticos reconocidos (La Nación, La Capital, El Litoral), también son numerosos los casos donde si bien no hubo víctimas fatales, se ha generado cierto malestar y preocupación de la población aledaña. Son ejemplos el caso de emisiones de amoníaco en la planta de urea de la fábrica Profertil S.A. puerto Ing. White, Bahía Blanca, durante el proceso de su puesta en funcionamiento (Agosto-Noviembre del 2000); emanaciones gaseosas y polvillo provenientes de la aceitera Santa Clara, en Rosario (2004) o la contaminación por partículas en suspensión provenientes de las empresas cerealeras Servicios Portuarios SA. y Agroexport S.A. en el Gran Rosario (2004).

Por otro lado, el problema de la dispersión de partículas y microorganismos (bioaerosoles), preocupa tanto como la liberación de gases tóxicos o inflamables. La dispersión de microorganismos en la atmósfera puede ser de origen natural o provenir de actividades agrícola-industriales. La generación de aerosoles conteniendo microorganismos patógenos como bacterias, virus, hongos y endotoxinas son inevitables en actividades asociadas a plantas de tratamiento de residuos (sólidos o líquidos), estaciones de transferencia, plantas de compostaje, rellenos sanitarios, etc. (Buttner y Stetzenbach, 1991; Schwartz, 1994; Ranalli et al., 2000; Samet et al., 2000; Pascual et al., 2003). Los mismos pueden provocar serios trastornos en la salud de los trabajadores y población aledaña a dichos sitios. Estudios realizados con objeto de evaluar el riesgo biológico de la exposición a bioaerosoles y material particulado inhalable (PM₁₀) demuestran las consecuencias en la salud que van desde molestias a reacciones alérgicas, sinusitis, infecciones pulmonares o exacerbar cuadros de asma (Ackermann-Liebrich et al., 1997; Ebel et al., 2000; U.S. EPA., 2004; Lippmann, 2007).

Varios autores han puesto énfasis en la importancia de estudiar el mecanismo de propagación de epidemias de origen animal como la fiebre aftosa (Casal et al., 1995, 1997; Donaldson et al., 2001; Thompson et al., 2002), dado que este fenómeno puede causar serias consecuencias sociales y económicas.

También resulta importante la emisión de microorganismos patógenos debido a equipos de proceso tales como torres de enfriamiento con sistemas de recirculación abiertos que emiten aire húmedo a la atmósfera, resultando una emisión con carga inaceptable de microorganismos si el agua que circula está indebidamente tratada (Ceyhan y Ozdemir, 2008; Lin et al., 2009).

Por lo expuesto, tanto para la evaluación de actividades con potencial de generar bioaerosoles, como ante situaciones críticas derivadas de accidentes (tecnológicos, de transporte, etc.) que implican la fuga y/o derrame de sustancias peligrosas, es indispensable en el diseño y en la implementación de planes de emergencia determinar los niveles de riesgo asociados a la potencial zona de afectación, con el propósito de asignar adecuadamente los recursos disponibles y la logística necesaria por parte de la autoridad de aplicación (generalmente Defensa Civil).

Es interesante resaltar los distintos campos del saber involucrados, ya que desde los fundamentos (ecología, biología, química, ciencias de la atmósfera) y las ciencias aplicadas como las ingenierías, urbanística, estadística, sociología, ciencias médicas, entre otras muchas, se nutre el reservorio sobre el cual debe apoyarse todo intento racional de optimizar los recursos en la planificación de emergencia ante situaciones de riesgo tecnológico.

Uno de los parámetros más importantes a la hora de planificar respuestas a accidentes de envergadura, es la distancia de afectación o impacto de tales eventos. Para ello, el problema es que no existe a priori información acerca del escenario accidental (por ejemplo, los valores de los parámetros atmosféricos y de los caudales de fuga que provoca la dispersión del material analizado), ya que es un evento a futuro; a menos que se trate de un sistema en tiempo real, que se alimente instante a instante en paralelo con el evento accidental.

Un enfoque más realista implica calcular tales distancias en función de las frecuencias o distribuciones de probabilidad asociadas a los parámetros relevantes que describen el problema en cuestión.

El problema de la gestión del riesgo subyacente en áreas densamente pobladas, vecinas a emprendimientos industriales de relevancia (por ejemplo, parques industriales, polos petroquímicos, etc.) es importante tanto en la práctica como a nivel teórico.

Existe numerosa bibliografía acerca del modelado de los procesos de dispersión y su implementación computacional orientada a la estimación de la concentración de sustancias tóxicas y/o combustibles en el aire y su impacto sobre el medio ambiente. En efecto, se han desarrollado una cantidad considerable de modelos para el cálculo de las concentraciones de contaminantes emitidos a la atmósfera por fuentes fijas (plantas de proceso, centrales nucleares, usinas termoeléctricas, hornos de incineración, basurales, etc.) así como por fuentes móviles (accidentes en el transporte de sustancias peligrosas por carretera o por ferrocarril) (ReVelle et al., 1991; Erkut y Verter, 1995; Bubbico et al., 2000; Karppinen et al., 2000; Tixier et al., 2002; Nardini et al., 2003). No obstante, a la hora de evaluar su confiabilidad y eficacia, su robustez y flexibilidad, se presenta el primer inconveniente, ya que obviamente, el resultado dependerá del tipo de problema a resolver. Para cada objetivo (por ejemplo estudios de vulnerabilidad, evaluación del riesgo, reproducción fiel de un evento catastrófico y sus consecuencias) resultará más o menos calificado y/o eficaz, un modelo o software, que otro. Numerosa bibliografía describe las limitaciones y virtudes de diversos modelos existentes comparando su desempeño para un problema particular (Jones y Harrison, 2004; Kitching et al., 2005; Gloster et al., 2010).

La concentración de virus en casos de epidemia de aftosa (Hampshire y Worcestershire, 1997), así como la de microorganismos en basurales a cielo abierto, estaciones de transferencia y plantas de tratamiento de aguas negras, ha sido estimada a través de modelos Gaussianos (Sørensen et al., 2001; Mikkelsen et al., 2003; Pascual et al., 2003; Garner y Beckett, 2005; Karra y Katsivela, 2007; Gloster et al., 2010) que utilizan algoritmos desarrollados para estudios de vulnerabilidad (difusión de gases) con las modificaciones pertinentes para cada caso (Casal et al., 1995; Sørensen et al., 2001; Garner et al., 2006; Holmes y Morawska, 2006).

Resulta importante remarcar que existen numerosos paquetes informáticos (software) para el cálculo de diversas situaciones de interés en el área de análisis de riesgo; en general, elaborados por agencias gubernamentales o instituciones universitarias (por ejemplo ALOHA y CAMEO de la EPA de USA). De igual manera, en el mercado se ofrecen diversos programas computacionales para los estudios de cálculo de consecuencias o vulnerabilidad y evaluación de riesgos ante accidentes tecnológicos

(@risk, ARCHIE, PHAST, EFFECT, ITEM Software, FRED, SCOPE, BREEZE, SHEPPER, SCRI, etc.). En general, se caracterizan por un número determinado de hipótesis que pretenden describir adecuadamente el fenómeno analizado, minimizando el esfuerzo de cálculo asociado. Debe remarcarse que los estudios de análisis de riesgos son demandantes de enorme esfuerzo tanto de análisis (equipos multidisciplinarios de profesionales especializados) como de cálculo. Por lo tanto, toda reducción en este sentido del esfuerzo necesario para obtener resultados satisfactorios resulta ampliamente justificada y apreciada en la práctica.

Resulta claro que el usuario de tales modelos deberá pesar entre el compromiso de reducir el esfuerzo de cálculo y la tolerancia respecto de la exactitud de los resultados que se obtienen para la aplicación requerida. Por ejemplo, los modelos meteorológicos y topográficos simples introducen ciertas hipótesis simplificadoras que suministran respuestas preliminares aceptables para algunas aplicaciones, pero que resultan de un carácter excesivo al momento de la evaluación cuantitativa de tan complejo fenómeno.

Otro problema importante, cuando se trata de estudios de riesgo ambiental, es la evaluación del impacto de actividades tecnológicas en un sentido amplio, teniendo en cuenta, además de las afectaciones agudas (en función de fugas importantes de tóxicos y en cortos períodos de tiempo), las fugas o emisiones continuas (debido a la operación “normal” del proceso/sistema) que terminan afectando la salud de la población circundante.

A continuación, y en función de ser éste un capítulo introductorio, se presenta una breve noción de ciertos conceptos y definiciones básicas y fundamentales del área de análisis de riesgos, que facilitarán el seguimiento de esta Tesis.

1.2 CONCEPTOS BÁSICOS

En este apartado se definen algunos conceptos a los efectos de establecer una nomenclatura estándar.

Incidente: Hecho o suceso inesperado que tiene el potencial de provocar la muerte, lesiones, pérdidas o daño a la propiedad o al medioambiente. No todos los hechos o sucesos incidentales se convierten en accidentes, es decir, llegan a producir tales daños o fatalidades. No obstante, en este trabajo se utilizarán los términos incidente y accidentes en forma indistinta, pero refiriéndose siempre al suceso que tenga la capacidad de provocar consecuencias indeseadas.

Escenario: Manifestación física del incidente (accidente); para materiales tóxicos, el resultado o manifestación del incidente es una nube tóxica, mientras que para materiales inflamables, el resultado del incidente podría ser una explosión debida a la expansión súbita (flasheo) de un líquido almacenado por debajo de su punto de ebullición atmosférico (BLEVE), fuego, explosión de nube de vapor (VCE), etc. (ej.: para una pérdida de 10 lb/seg de amoníaco, un escenario o resultado del incidente es una nube tóxica). Un solo incidente (ej., ruptura de un tanque con líquido presurizado) puede tener diferentes manifestaciones (ej., explosión por nube de vapor, explosión por expansión del vapor de un líquido hirviendo, llamarada o flash fire).

Evento: Hecho o manifestación específica que a partir de un dado escenario, puede distinguirse de otros, a través de parámetros específicos que lo identifican. En otros términos, un mismo escenario puede generar consecuencias diferentes, según se establezcan ciertas condiciones particulares y distintas entre sí, que dan origen a una subclasificación de los escenarios, definiendo así los eventos peligrosos.

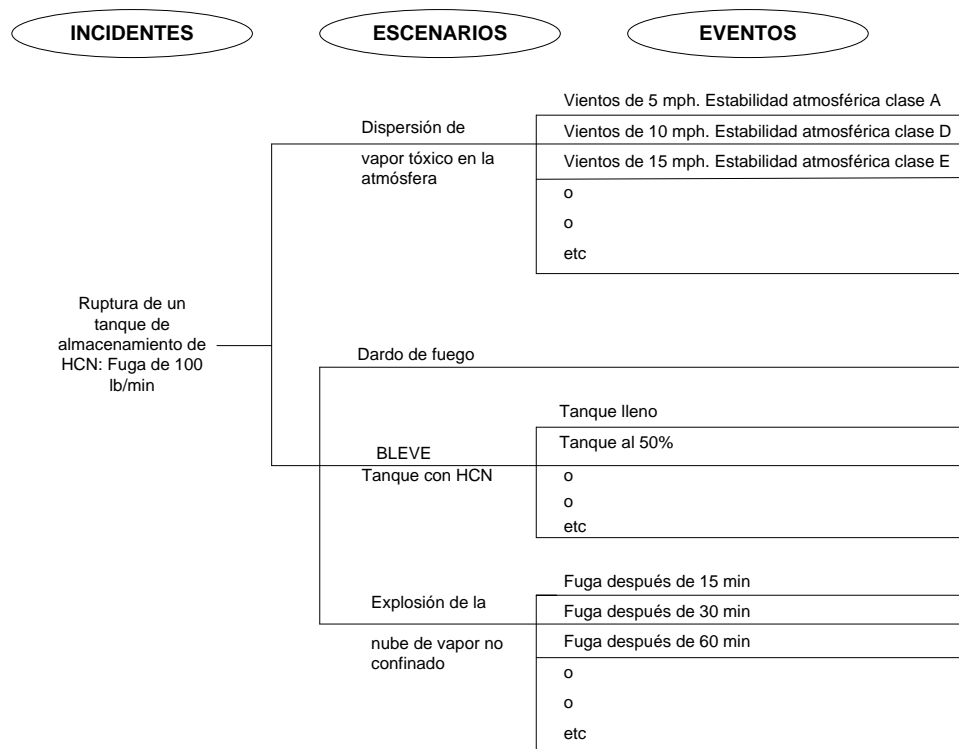


Figura 1.1: Relaciones entre incidentes, escenarios y eventos.

La Figura 1.1 muestra las relaciones entre incidentes, escenarios posibles y diferentes eventos o casos para una fuga de cianuro de hidrógeno (HCN), según se utilizarán en esta tesis.

A continuación, se exponen las definiciones de los criterios de salud empleados en este trabajo.

ERPGs: Emergency Response Planning Guidelines(s). Valores publicados por la American Industrial Hygiene Association (AIHA) y adoptados por la (GRE, 2000), destinados a proveer los rangos de concentración estimada por encima de la cual se puede anticipar la observación de efectos adversos a la salud (*ERPG-1*, *ERPG-2* y *ERPG-3*).

ERPG-1: Es la máxima concentración en aire por debajo de la cual se cree que casi todos los individuos pueden estar expuestos hasta 1 hora experimentando sólo efectos adversos ligeros y transitorios o percibiendo un olor claramente definido.

ERPG-2: Es la máxima concentración en aire por debajo de la cual se cree que casi todos los individuos pueden estar expuestos hasta 1 hora sin experimentar o desarrollar efectos serios o irreversibles o síntomas que pudieran impedir la posibilidad de llevar a cabo acciones de protección.

ERPG-3: Es la máxima concentración en aire por debajo de la cual se cree que casi todos los individuos pueden estar expuestos hasta 1 hora sin experimentar o desarrollar efectos que amenacen su vida.

1.3 DEFINICIÓN E INTERPRETACIÓN DEL RIESGO

Los términos peligro y riesgo se utilizan como sinónimos en el lenguaje cotidiano; sin embargo, desde el punto de vista técnico, su significado es bastante diferente. Del mismo modo, la noción de riesgo en el lenguaje coloquial esta asociada a la posibilidad de ocurrencia bajo ciertas circunstancias de una lesión, enfermedad o la muerte. Se entiende por riesgo a la posibilidad de que ocurra un efecto adverso a nivel individual o poblacional, por la exposición a concentraciones elevadas o por dosis específicas de un agente peligroso. Se mencionan como factores de riesgo (peligro) a las condiciones, circunstancias o características que favorecen la ocurrencia de un daño.

No obstante, técnicamente el riesgo asociado a cualquier incidente (fuga de una sustancia tóxica, por ejemplo) tiene una definición muy precisa:

$$R = F \cdot \Omega \quad (1.1)$$

donde

R: riesgo.

F: frecuencia (o probabilidad) de ocurrencia de un evento accidental.

C: consecuencia asociada al evento dado. Usualmente se mide a través de sus efectos sobre la salud, pero también pueden expresarse en términos de costos debidos a pérdidas en la propiedad inmueble o de la cantidad de material peligroso liberado.

Existen numerosas definiciones y metodologías para la estimación de riesgos (TNO, 1999; CCPS, 2000; IEC, 2002; Christensen Møller F. et al., 2003).

Es posible definir una variedad de indicadores y por lo tanto, existen diversas formas de representar los resultados de un análisis de riesgos. Los índices más usados son el *riesgo individual* y el *riesgo social*.

Se define el *riesgo individual* a la probabilidad de que una persona sufra determinadas consecuencias (muerte o fatalidad) como resultado de su exposición a uno o varios peligros, en un lugar y tiempo dados. Normalmente se representa en curvas de iso-riesgo (de igual nivel de riesgo en la zona de interés o afectada), o bien como perfiles de riesgo en función de la distancia a la fuente de riesgo.

El *riesgo social o colectivo* se refiere a la probabilidad por año que un conjunto de personas sean víctimas de determinadas consecuencias (generalmente fatalidad o muerte) debido a la exposición a una fuente de riesgo en una ubicación y tiempo dados. El riesgo social se cuantifica en términos del número de personas afectadas. Generalmente, se lo representa mediante un gráfico de la frecuencia acumulada complementaria (en ejes log-log) en función del número de muertos, conocido como curva F-N. La misma indica la frecuencia (F) con que se producen N o más muertes.

A continuación, en la Figura 1.2 se muestran curvas F-N que permiten visualizar la magnitud del daño, expresada en números de muertos, causados por accidentes graves provocados por el hombre y por catástrofes naturales.

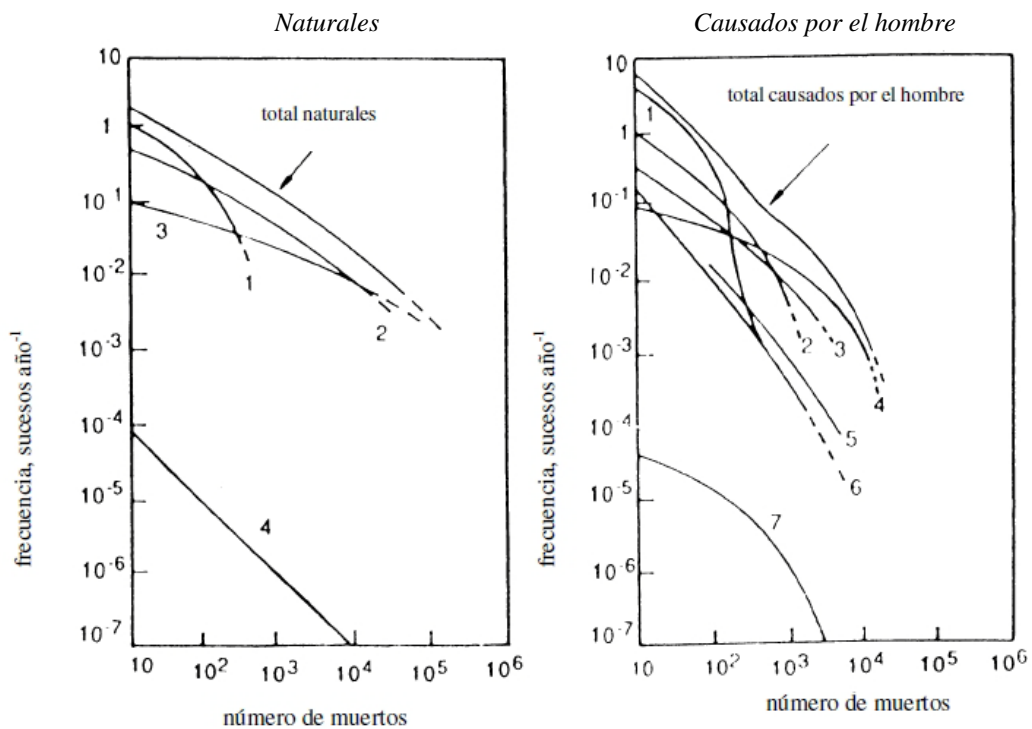


Figura 1.2: Riesgo de muerte por grandes accidentes o catástrofes.

Naturales: 1) tornados, 2) huracanes, 3) terremotos, 4) meteoritos.

Causados por el hombre: 1) accidentes aéreos (total), 2) incendios, 3) explosiones, 4) rotura de presas, 5) escapes de cloro, 6) accidentes aéreos (personas en tierra), 7) 100 centrales nucleares. Fuente: J. Casal et al., 1996

Como puede observarse, si bien para bajas magnitudes la frecuencia es similar en ambas categorías, a medida que aumenta el número de muertes la frecuencia disminuye más rápidamente, en general, en el caso de los accidentes causados por el hombre que en el de los desastres naturales.

En general, para la gestión del riesgo es necesario definir criterios de aceptabilidad para decidir hasta donde actuar para eliminar los peligros (frecuencias) o reducir sus efectos (consecuencias o vulnerabilidad). Una definición muy utilizada es la del riesgo tolerable, y el criterio ALARP.

Para la toma de decisiones o gestión de riesgo, en la práctica inglesa se acuña el término ALARP (As Low As Reasonably Practicable). Se entiende que el riesgo ubicado en la zona ALARP puede ser tolerado, pero además, deberían tomarse acciones para reducirlo mientras el costo, tiempo u otra medida del esfuerzo para lograrlo sea razonable, en relación con la medida del riesgo. En Estados Unidos, se adopta el término ALARA (As Low As Reasonable Achievable), con interpretaciones similares.

El criterio ALARP y el riesgo tolerable están relacionados. La institución inglesa UK Health and Safety Executive propuso que la frase riesgo tolerable sea interpretada

mediante un límite superior (el riesgo por encima del mismo sería intolerable o inaceptable), y un límite inferior, tal que un riesgo por debajo del mismo es considerado como ampliamente aceptable en la vida cotidiana, de tal forma que no se considera razonable invertir esfuerzos en reducir ese nivel de riesgo, si existen otras prioridades ante otros eventos de riesgo.

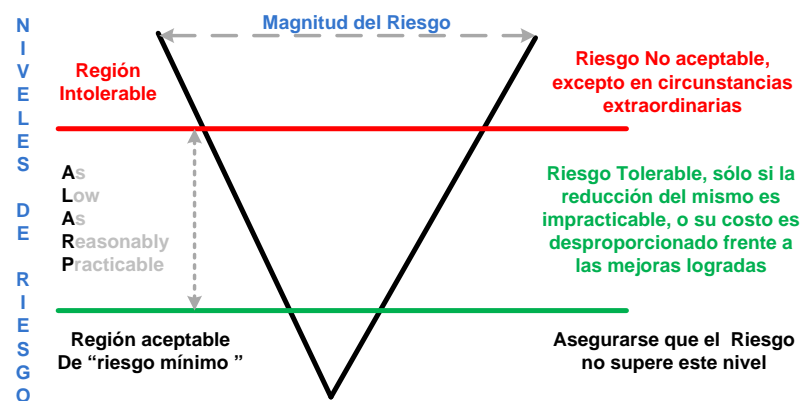


Figura 1.3: Tolerabilidad del riesgo.

Para un nivel de riesgo situado entre ambos límites (zona ALARP), se debería reducir el mismo asignando los recursos en forma razonablemente práctica. Los riesgos cercanos a la banda superior (pero por debajo) sólo son tolerados si la reducción de los mismos es impracticable, o se demuestra que el costo es desproporcionado frente a la reducción del nivel de riesgo que se logra.

Riesgos ubicados cercanos al nivel inferior, pero por encima, se consideran tolerables si el costo de la reducción excede el retorno de la acción, medido en un índice adecuado.

Como se ha expresado, por debajo del límite inferior estamos frente a un riesgo tolerable, aceptable en general, y solo se requiere tomar acciones periódicas para asegurar que el riesgo mantenga ese nivel.

Si bien en la Figura 1.3 se define la zona ALARP y sus límites para el riesgo individual, éstos también pueden definirse para la curva F-N.

En la Figura 1.4 se muestra un caso típico, basado en la legislación holandesa. Aquí los límites son variables en función de la frecuencia y el número de víctimas acumulados. En general, se utiliza el criterio del riesgo individual en la mayoría de los casos, y sólo en algunos países de legislación avanzada se utiliza la curva F-N y la zona ALARP asociada.

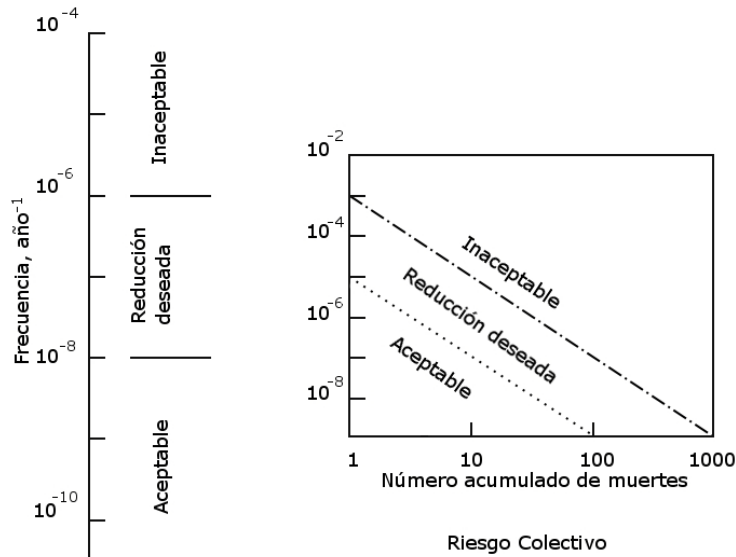


Figura 1.4: Límites de riesgo para accidentes mayores en Holanda

Nótese, que en general, el término *riesgo* o *análisis de riesgos* se emplea históricamente en forma implícita haciendo referencia a la salud humana. Sin embargo, un criterio más general es considerar el daño que se provoca al ecosistema, del cual el ser humano forma parte. En este sentido, es más apropiado emplear el término *riesgo ambiental*.

En el caso de fuga de gases tóxicos, se dispone de cuantiosas propuestas para evaluar tanto la vulnerabilidad de las personas y el ambiente ante determinados escenarios o eventos, así como para estimar la probabilidad de cada evento de interés. Cabe destacar que previamente debe considerarse un método de identificación que permita individualizar todos los incidentes posibles, y para cada incidente, todos los posibles escenarios.

La identificación, enumeración y selección de los posibles incidentes suele realizarse mediante métodos como HAZOP (Hazard and Operability Study), WHAT-IF u otros. Con objeto de simplificar los cálculos, se busca agrupar los eventos y/o escenarios en clases representativas, ya que una lista exhaustiva sería inmanejable. Así, basándose en datos históricos se puede asociar una frecuencia a cada grupo representativo (se construye un árbol de eventos). Luego, el riesgo total se obtiene considerando la contribución individual de cada grupo (ramas del árbol). Para el caso representado en la Figura 1.5, el riesgo total debido a la fuga viene dado por:

$$R_T = \sum_{i=1}^4 f_i R_i \quad (1.2)$$

donde f_i es la frecuencia correspondiente a cada rama del árbol, así:

$$f_i = P_{acc} \cdot P_{fuga} \cdot P_{dim.fuga}$$

R_i representa los valores de riesgo obtenidos para cada evento (fuga pequeña, mediana, grande, total) del escenario *fuga*.

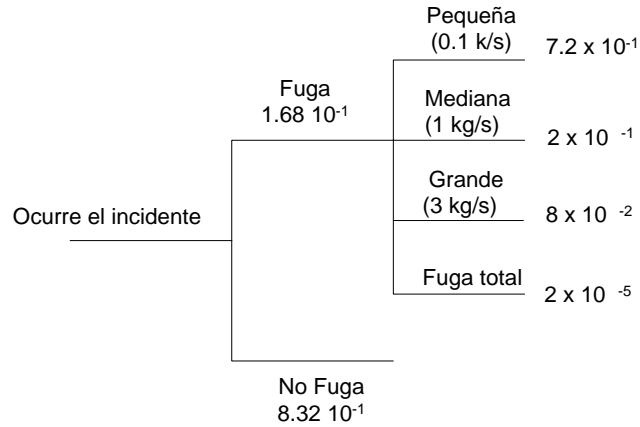


Figura 1.5: Árbol de eventos para un incidente de transporte con fuga de cloro.

En definitiva, debe notarse que el riesgo está asociado a una noción probabilística.

1.4 VULNERABILIDAD Y CRITERIOS DE SALUD. DISTANCIAS DE SEGURIDAD

La vulnerabilidad en un sentido amplio, puede definirse como el grado de debilidad o exposición de un elemento o conjunto de elementos frente a la ocurrencia de un peligro natural o antrópico de una magnitud dada. Es la facilidad con la cual un elemento (personas, infraestructura, vivienda, actividades productivas, grado de organización, sistemas de alerta y desarrollo político-institucional, entre otros), pueda sufrir daños. Se expresa en términos de probabilidad (de 0 a 1), o en forma porcentual.

A los fines del presente trabajo, cuando se hace referencia a *riesgo*, siguiendo el criterio tradicional, se utilizará el término *vulnerabilidad* desde el punto de vista de las personas afectadas ante la presencia de un determinado agente peligroso. La misma puede estimarse tratando de cuantificar, al menos de una manera aproximada, los efectos finales predecibles para cada evento o clase de eventos representativa (radiación térmica, onda de choque, evolución de la concentración de una sustancia tóxica) cuyas características se suponen conocidas.

Cuando nos referimos al *riesgo ambiental*, el concepto de vulnerabilidad es más abarcativo, y rigurosamente debería definirse previamente el conjunto de elementos estudiados y la métrica utilizada para su evaluación. Esto lamentablemente no sucede a menudo en los trabajos tanto técnicos como científicos reportados en la literatura.

La estimación o aproximación a una medida de cuánto puede afectar a las personas la ocurrencia de un determinado evento constituye un problema muy complejo que depende de numerosos factores de naturaleza muy distinta. En el caso particular de la dispersión de agentes tóxicos o infecciosos, el grado de afectación a las personas está relacionado con las propiedades intrínsecas de la sustancia, la ruta de entrada al organismo, las características de actuación (por ejemplo, en cuanto a la reversibilidad de sus efectos, el tipo de exposición (emisión súbita en grandes cantidades o prolongada a bajas concentraciones, etc.) y de la dosis recibida, expresada en función de la concentración del agente tóxico y del tiempo de exposición.

Esta estimación puede realizarse mediante una serie de datos tabulados y gráficos, o mediante los denominados modelos de vulnerabilidad. Por ejemplo, el método Probit permite la estimación del número de personas afectadas a través de relaciones sencillas que establecen los efectos adversos de distintas variables, resultando en un valor que expresa el porcentaje de la población afectada (Ver Anexo I: Metodología Probit). Este método es ampliamente utilizado para estimar las consecuencias sobre las personas de la mayoría de los eventos accidentales (Casal Fàbrega et al., 1996; Cozzani et al., 2004; Mingguang y Juncheng, 2008).

Si bien el nivel de daño causado puede variar desde molestias leves hasta la muerte, hay que tener en cuenta que, en ciertos casos, efectos no fatales en sí mismos, como mareos, parálisis temporal, desorientación, pérdida de la visión, etc., pueden disminuir la capacidad de respuesta, propiciar errores e impedir la evacuación o la huida, causando finalmente la muerte. Luego, dada la variedad de la afección, es necesario definir un criterio homologable. Por ejemplo, uno podría referir a la muerte, otro solamente a la incapacidad de tomar acciones evasivas. Para cada criterio existirá un valor de tiempo y de concentración del agente peligroso asociados. A este último valor se le denominará en adelante *valor criterio de salud*. Cuando por cualquier motivo se origina la emisión de un agente peligroso al medio ambiente, se forma gradualmente en el tiempo un gradiente de concentraciones que va desde un máximo en su punto de origen, hasta aproximarse a cero en los límites de la zona de dispersión del contaminante (límites de la zona de afectación o impacto).

La distancia de seguridad será entonces aquella a partir de la cual la concentración de la sustancia disminuye por debajo del correspondiente valor criterio de salud. Varios criterios de salud se han utilizado para el cálculo de los valores que adquieren dichas distancias. En un principio se utilizaron valores de salud ocupacional tales como los

valores umbrales límite (TLVs), establecidos por la Junta Gubernamental de Higienistas Industriales Americanos (ACGIH). En la actualidad los niveles de la Guía de Planeamiento y Respuesta ante Emergencias: ERPGs (Brown et al., 2000) desarrollados por la Asociación Americana de Higienistas Industriales (AIHA) fueron identificados como el mejor criterio de salud disponible para la evaluación de efectos significativos sobre la salud debido a derrames accidentales. Esta preferencia se basó en la alta calidad de la documentación, la proximidad a un consenso en la deducción de los valores, y la consideración de la exposición a la población en general.

Según (Brown et al., 2000) la *Distancia de Aislamiento Inicial (DAI)* define un área circular con centro en el lugar del incidente, donde la concentración viento abajo de la fuente emisora es tal que podría poner en peligro la vida de las personas expuestas y la *Distancia de Acción Protectora (DAP)* define una región cuadrada viento abajo donde las personas expuestas pueden presentar efectos irreversibles sobre la salud y/o estar incapacitadas para escapar, pudiendo causar así su muerte.

Estas definiciones se encuentran representadas en la Figura 1.6.

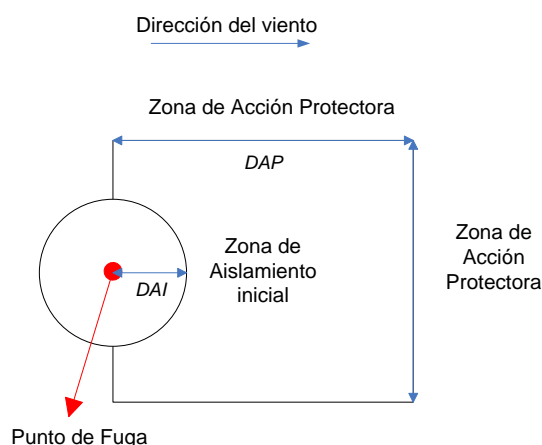


Figura 1.6: Representación de las zonas de aislamiento inicial y acción protectora según Brown et al., 2000.

Para el cálculo de la *DAP*, se elige como valor criterio de salud el ERPG-2, el cual representa la máxima concentración transportada por el aire a la cual se cree que casi todos los individuos podrían estar expuestos hasta una hora sin experimentar ningún efecto sobre su salud, ya sea un daño irreversible o que impida el escape o llevar a cabo alguna acción de protección. Análogamente, el ERPG-3 se utiliza para el cálculo de la *DAI* (en este caso se pretende evitar exposiciones que constituyan una amenaza para la vida).

1.5 METODOLOGÍAS PARA EL CÁLCULO DEL RIESGO Y DISTANCIAS DE AFECTACIÓN. UN PROBLEMA ESTOCÁSTICO

Cuando se pretende calcular o estimar la zona afectada o la distribución de concentraciones (o distribuciones de riesgo) como consecuencia de un accidente que produzca una fuga de una sustancia peligrosa, el problema más general es aquel asociado al transporte (fuentes móviles) o bien fugas en ductos (por ejemplo, gasoductos y oleoductos) que pueden representarse por fuentes desagregadas a lo largo de todo el recorrido. En efecto, definida una ruta o recorrido, el accidente puede ocurrir en cualquier lugar, existiendo numerosos puntos en los cuales puede originarse la fuga, y por lo tanto, la zona afectada variará naturalmente en función de la localización del punto de emisión. El mismo razonamiento es válido para una fuente desagregada, por ejemplo, un oleoducto.

Por otra parte, un punto de emisión fijo (un tanque por ejemplo) puede producir una fuga ante un escenario de rotura. Dado que su posición está fija, se puede considerar como un caso particular tanto del problema de transporte (ya sea acuático o terrestre) o bien del problema de fuentes desagregadas, ya que de la sucesión de puntos o tramos a considerar solo se representa uno, el perteneciente a la fuente puntual objeto de estudio.

Así, el problema puede modelarse como un caso particular del planteado para transporte o fuente de emisión móvil.

En un análisis cuantitativo de riesgo para fugas en accidentes de transporte o fuentes desagregadas, hay cinco factores a tener en cuenta (Saccomanno y Cassidy, 1994):

- La existencia de un vehículo o ducto con material peligroso involucrado en el accidente.
- La ocurrencia de una rotura y sus características (tipo, tamaño, etc.)
- Ocurrencia de una fuga y sus características (relacionado con el punto anterior).
- Cálculo del riesgo individual o social para cada segmento de camino en un área dada.
- Cálculo de la distribución de riesgo sobre el área en estudio.

La mayoría de los trabajos en la materia utilizan aproximaciones determinísticas para todos o algunos de los componentes mencionados (ReVelle et al., 1991; Erkut y Verter, 1995).

Algunos estudios presentan varios modelos integrados en un software para resolver el problema en una forma sistemática (Maschio et al.; Cozzani et al., 2004; Gheorghe et al., 2005). (Cozzani et al., 2004) y (Gheorghe et al., 2005) realizan un análisis de las frecuencias de los eventos. Por ejemplo, (Gheorghe et al., 2005) presentan un modelo deductivo para calcular la frecuencia de las fugas en vagones en el caso de transporte por ferrocarril.

La mayoría de los trabajos en la bibliografía, asumen que los parámetros meteorológicos en los modelos de dispersión atmosférica son determinísticos (dirección e intensidad de vientos, clases de estabilidad atmosférica, etc.). Así, por ejemplo, adoptan el caso más desfavorable (peor caso) o bien el conjunto discreto de valores más representativo (ReVelle et al., 1991; Erkut y Verter, 1995).

El primer punto que debe analizarse es el alcance u objetivo que se persigue con el análisis de riesgo a realizar. En función del mismo, se determinará qué variables se considerarán como estocásticas y cuales como determinísticas para evaluar una situación específica.

En general, dado un incidente (rotura de un tanque, choque de una cisterna que transporte una sustancia peligrosa) se necesita estimar la potencial zona de impacto con fines de evacuación (a los efectos de definir la logística en la implementación de los planes de emergencias); pero no se conoce a priori si existirá fuga; y dada la misma, su caudal, ni la dirección y velocidad del viento, etc.

Si se dispusiera de una red conectada en tiempo real, que se alimentara instante a instante con los datos meteorológicos de la geografía local y se dispusiera de equipos lo suficientemente veloces como para calcular el campo de concentraciones con la zona afectada apenas sucedido el incidente, podrían ingresarse los datos y obtenerse los resultados de interés. No obstante, es difícil medir el caudal de fuga en el instante del accidente. Sólo puede ser estimado de manera aproximada. Por lo tanto, ya sea porque no se dispone de un sistema en red como el descrito (sistema centralizado de respuestas ante emergencias), o porque tampoco puede confiarse en la estimación de los datos en el mismo instante de ocurrida la fuga, es siempre necesario determinar a priori la zona de impacto, para planificar la respuesta ante la emergencia, entrenar al personal encargado, realizar simulaciones de los procedimientos, estimar la logística, los recursos, la distribución de los mismos y los costos asociados.

El problema de calcular las consecuencias de los efectos físicos producidos por el derrame o fuga de sustancias peligrosas implica la elaboración de distintos escenarios ya sea debido a fuentes de emisión fijas, móviles o desagregadas.

Dado que los modelos de dispersión son altamente no lineales, resulta una excesiva simplificación (sobre-dimensionamiento) calcular las consecuencias del derrame y/o fuga ingresando a los modelos los valores extremos de los parámetros de entrada. Tampoco resulta muy informativo alimentarlos con los valores promedio. No obstante, si se desean evitar tales sobreestimaciones, pero aún estar seguros de las zonas de afectación, lo más importante es conocer la distribución de las concentraciones de contaminantes en función de la geografía y del horizonte de tiempo elegido. Según se ha mencionado, la mayoría de los parámetros que afectan la dispersión de contaminantes en la atmósfera son aleatorios. Ello implica, que en el cálculo de las consecuencias (sobre la población afectada) deben contemplarse escenarios estocásticos como entrada a los modelos.

Para efectuar un análisis de riesgos enfocado específicamente al problema del transporte, el Center for Chemical Process Safety (CCPS) sugiere en su Guía de Análisis Cuantitativo de Riesgos (CCPS, 2000) algunos pasos básicos para tomar en cuenta todos los factores representativos que afectan al riesgo sobre una ruta por donde se transporta una cierta cantidad de sustancia peligrosa. Estos pasos básicos son:

- Descripción del movimiento: Reúne información sobre actividad de transporte (por ej., datos del tiempo, número de viajes, volumen transportado, datos de las rutas y datos poblacionales, condiciones de transporte, etc.).
- Identificación de peligros y eventos iniciadores: Los eventos iniciadores generalmente se obtienen a partir de datos históricos (consulta con bases de datos públicas y privadas), o análisis de identificación de riesgos (WHAT IF, FMEA, etc.).
- Enumeración de incidentes: Identificación y tabulación de todos los escenarios.
- Selección: elección de uno o más escenarios significativos que representen a todos los incidentes identificados.
- Estimación de consecuencias: Determinación de daños o lesiones a partir de los escenarios seleccionados.
- Estimación de probabilidades: Estimación de la probabilidad de ocurrencia de cada escenario.

- Estimación del riesgo: Combinación de consecuencias y de frecuencias de todos los incidentes seleccionados para suministrar una medida del riesgo.

Obviamente, es posible considerar descripciones probabilísticas para muchas de las variables consideradas en las etapas mencionadas arriba. Existen reportadas en la bibliografía metodologías que consideran la descripción estocástica de variables críticas en el modelado de la difusión de gases tóxicos como principal escenario de riesgo. Por ejemplo, la utilizada para la confección del ERG2000 (Emergency Response Guidebook), para el cálculo de las zonas de seguridad para distintos tipos de sustancias químicas y biológicas. Sin embargo, en la misma se proporciona la información de interés para situaciones geográficas y climatológicas marcadamente diferentes a las locales. Además, se ponderan *promediando* los parámetros a través de un área muy grande (EE.UU, Canadá y México).

(Santa Cruz et al., 2002) y (Scenna y Santa Cruz, 2005) utilizan las funciones de densidad de probabilidad de los parámetros meteorológicos como entradas para los modelos de cálculo, definiendo un alcance (zona o localidad) determinado. Según esta metodología, la aleatoriedad en las variables de entrada al modelo se contempla utilizando el método Monte Carlo. Cada variable atmosférica estocástica está representada por una función de densidad de probabilidad dentro del modelo. Los parámetros estadísticos que caracterizan estas funciones definen el rango de valores que dichas variables pueden tomar y sus probabilidades relativas. De acuerdo a esta aproximación estocástica y a la distribución de cada parámetro, se asigna a cada evento (prueba aleatoria), y de manera proporcional a la probabilidad de ocurrencia, una cantidad de números aleatorios. De este modo, se obtiene el vector de salida correspondiente a cada entrada generada. Si el procedimiento se repite para cada prueba aleatoria, se obtiene una aproximación de la distribución de salida (ej., concentración), aplicando en cada caso el modelo adecuado (por ejemplo, modelos para gases livianos y pesados, material particulado, bioaerosoles, según se verá en el desarrollo del trabajo de tesis) (Ver Figura 1.7).

Es común en los trabajos reportados en la bibliografía sobre accidentes de transporte (dado que el incidente puede ocurrir en un punto cualquiera del recorrido que se estudia), dividir la ruta en segmentos de similares características, determinándose la longitud de cada tramo. De esta manera, en caso de ocurrir un incidente se considera a cada tramo como un potencial punto de emisión. Esto permite abordar el problema como si se tratara de múltiples fuentes emisoras fijas considerándose así el potencial efecto de los distintos emisores sobre cada punto de la zona afectada.

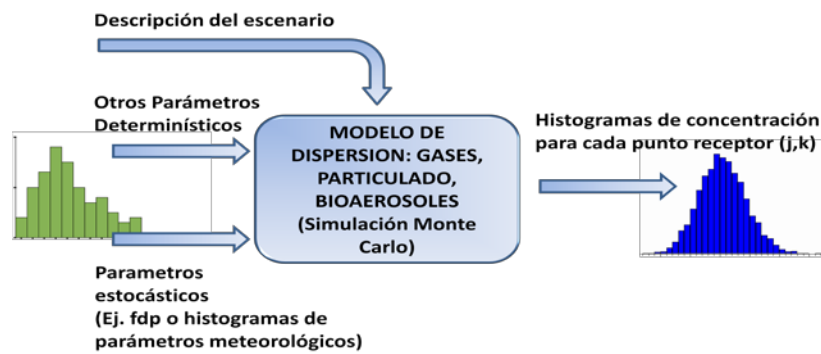


Figura 1.7: Modelo simplificado de la estrategia Monte Carlo.

Como se ha mencionado, las condiciones a lo largo de la ruta varían punto a punto; esta es la razón por la cual una correcta segmentación ayuda a asignar las condiciones representativas de cada sector de la misma. Las condiciones a tener en cuenta para esta segmentación son: la densidad poblacional, las condiciones meteorológicas más frecuentes, las características geográficas, las frecuencias de accidentes, el uso del suelo, etc.

Se debe disponer de la probabilidad de fuga para cada segmento de la ruta, luego se asignan probabilidades a cada escenario propuesto.

El Análisis de Consecuencias puede efectuarse con software específico (propio, comercial o de libre disponibilidad a través de organismos y/o agencias gubernamentales y no gubernamentales) que incluya en su estructura diferentes modelos de fuga y/o emisión, de dispersión y de cálculo de efectos (vulnerabilidad). Por consiguiente, definiendo todos los posibles escenarios con sus características relevantes, y habiendo decidido la clase de daño que será considerado (muerte, heridos graves, etc.), es posible obtener como resultado el porcentaje de población afectada, según la metodología adoptada. Así, introduciendo los criterios de salud correspondientes en los modelos seleccionados es posible obtener las distancias de intervención y de evacuación. Estas distancias determinan radios y áreas en donde la población expuesta sufrirá las consecuencias determinadas por el criterio utilizado. Entonces, mediante estudios de vulnerabilidad, conjuntamente con la densidad poblacional, es factible predecir el número de personas afectadas en cada uno de los escenarios seleccionados, o bien las distancias de afectación.

Si se pretende incorporar en el análisis la variación estocástica de los parámetros atmosféricos, el problema incrementa su complejidad. No obstante, este grado de profundidad se ve justificado en zonas densamente pobladas, como por ejemplo en

autopistas o rutas que atraviesan una ciudad, avenidas o calles de cierta extensión en ciudades o pueblos, o cruces de las mismas.

(Godoy et al., 2007), continuando los trabajos de (Santa Cruz et al., 2002) y (Scenna y Santa Cruz, 2005), propusieron un prototipo computacional (STRRAP) enfocado principalmente al problema del análisis de riesgos y estimación de distancias de afectación en accidentes en el transporte de sustancias peligrosas. El sistema STRRAP representa un avance respecto al modelo introducido por (Santa Cruz et al., 2002) y (Scenna et al., 2005), cuya principal limitación consistía en el elevado tiempo de cómputo para tratar casos complejos, como lo es el problema de transporte de sustancias tóxicas. Se dieron además los primeros pasos para considerar la dispersión de material particulado, y se logró disminuir sustantivamente el tiempo de cómputo. Por otra parte, se mejoraron la interfaz de entrada y salida de datos del prototipo primitivo existente de manera que opere en un entorno gráfico más atractivo y amigable para el usuario.

Según lo usual y compartido en la mayoría de los trabajos reportados en la literatura abierta, para el cálculo del riesgo para incidentes en el transporte de sustancias tóxicas, el modelado requiere que se realice una discretización de la ruta y de la región que la rodea. El riesgo se evalúa sobre cada receptor considerando la composición de los efectos causados por los emisores que resultan de la mencionada discretización del camino.

Para desarrollar el cálculo se requiere definir una zona o región afectada considerando cada punto emisor en forma independiente. Esto implica un número importante de simulaciones. Para reducir el tiempo de cómputo, se propuso el concepto de *Emisor de Referencia Estocástico (ERE)* (Godoy et al., 2007).

La ventaja más significativa de la utilización del *ERE* radica en el hecho que, la forma y tamaño de la región definida por los efectos del emisor, esto es, las distribuciones de concentración asociadas a cada punto receptor, resultan independientes de la ubicación geográfica del *ERE*, dado que en el análisis se consideran todas las variables y todos los posibles valores que ellas pueden adoptar (una vez definido el experimento estocástico para una región geográfica determinada). Por lo tanto, si se posiciona (desplaza) al *ERE* en distintos puntos a lo largo de la ruta (coincidiendo con las coordenadas de los emisores), la zona afectada en cada punto será equivalente, solamente se hallará desplazada siguiendo el movimiento del *ERE*. Para ello, se propuso un algoritmo capaz de calcular los histogramas de concentración para todos los receptores afectados a lo largo de

toda la ruta, en función de los datos almacenados para el *ERE*, teniendo en cuenta la contribución de todos los emisores (superposición o composición lineal de los efectos).

Consecuentemente, lo que se obtiene es un algoritmo de compresión de datos (traslación) que permite calcular los histogramas para todos los receptores en función de los datos almacenados para el *ERE* (esto es una sola simulación estocástica), ahorrando no solo tiempo de cómputo sino también espacio de almacenamiento, ya que pueden calcularse los parámetros que interesen a medida que se los requiera, sin necesidad de almacenar toda esta información en una sola etapa.

El mismo modelo se utiliza para el cálculo de las distancias de aislamiento y de acción protectora, aplicando una técnica de cálculo adecuada para incidentes que involucren derrame o fuga de gases tóxicos provenientes tanto de fuentes fijas como móviles, aunque se desarrolló principalmente el segundo problema.

Una carencia práctica de STRRAP es su limitación para sistematizar el tratamiento estadístico preliminar de las variables estocásticas y el cálculo de la altura de la capa de inversión térmica utilizada en el modelo Gaussiano. Además, la interfase gráfica de ingreso y egreso de información resulta pobre en cuanto a simplicidad, estética y optimización de recursos informáticos. Por otra parte, los casos de estudio realizados fuera del problema específico del transporte (casos específicos de sustancias tóxicas difundiéndose en aire) han sido escasos.

En cuanto a los módulos disponibles en el sistema para el cálculo de distintos escenarios, también existen importantes limitaciones. Por ejemplo, la capacidad de simular la dispersión de bioaerosoles así como variados escenarios de derrame o fugas de sustancias y otros medios físicos que involucren fenómenos de dispersión. Otro punto importante es la capacidad para el procesamiento adecuado de las tablas o datos disponibles para aproximar las distribuciones de frecuencias de distintos tipos de incidentes, caudales de fuga, distribución de tamaños de partículas, etc., de manera que la configuración de los modelos sea lo más parecida a la realidad, y el alcance más amplio.

Estas limitaciones hacen prácticamente inabordable la evaluación del riesgo ambiental o bien la estimación de distancias de impacto para eventos que impliquen la emisión de material particulado y bioaerosoles. Para superar esta limitación se necesita, por un lado, introducir los modelos adecuados para el cálculo de dispersión según el caso a tratar. Por otro lado, una modificación del concepto de distancia de impacto, según el proceso a evaluar, y un desarrollo consistente para el modelado de la dispersión de microorganismos en aire; ya que por ejemplo, variables como la humedad son críticas

para la viabilidad de los mismos, por lo que los modelos a desarrollar deben ser consistentes con la problemática a abordar.

Por último, el problema del cálculo de distancias de afectación para fuentes fijas, considerando la inmensa variedad de equipos de proceso, tanques de almacenamiento, entre otros, impone un desafío de envergadura, ya que contrariamente al problema de transporte o gasoductos, donde las cisternas o ductos están acotadas en cuanto a su rango de variabilidad, aquí existe diversidad y generalidad de casos de interés que dificultan el trabajo de generalización y el logro de índices o distancias con sentido práctico y con respaldo conceptual y teórico en cuanto a la metodología de obtención.

Es importante destacar, sin embargo, que independientemente de las dificultades planteadas (las cuales a su vez explicarían el escaso desarrollo del tema en la literatura abierta, a juzgar por la inexistencia de trabajos publicados en el área), resulta clara la importancia de lograr un método de cálculo para tales distancias/índices en forma consistente. El desarrollo incipiente y sostenido del paradigma del diseño inherentemente seguro justamente implica la necesidad de lograr reducir el nivel de *riesgo tecnológico* asociado a los procesos en la etapa del diseño preliminar o conceptual. Para ello, es necesario poder estimar una *medida* lo más aproximada posible del riesgo asociado a las distintas variantes para un proceso particular, sin la necesidad de tediosos cálculos y/o la utilización de variables o datos no disponibles (ya que un análisis de riesgos generalmente necesita de datos que solo se disponen cuando el diseño está completo y no en la fase preliminar o de diseño conceptual).

(Gupta y Edwards, 2002) analizaron el problema del diseño inherentemente seguro de plantas químicas, resaltando la dificultad de medir adecuadamente mediante un parámetro el *riesgo inherente* de una planta o proceso dado. Destacan además, el hecho de simplificar demasiado los métodos de cálculo para estimar índices adecuados, debido a la necesidad de ganar generalidad, por lo que los mismos resultan poco confiables para la toma de decisiones o para discriminar alternativas durante el curso del diseño en la etapa de síntesis de procesos.

En trabajos más recientes se han realizado importantes esfuerzos para proponer criterios que permitan incluir la evaluación del riesgo en la etapa de diseño de procesos (Khan y Amyotte, 2005; Leong y Shariff, 2008; Rusli y Mohd Shariff, 2010; Shariff y Zaini, 2010). Incluso se ha propuesto un método para optimizar un proceso considerando el costo asociado al riesgo de determinados eventos (determinados a priori) a los efectos de balancear los costos incurridos en la reducción del riesgo y los impactos monetarios de

los eventos analizados (Medina et al., 2009). (Shariff y Leong, 2009) proponen un método para evaluar el riesgo inherente a un proceso utilizando las sustancias que se procesan y las condiciones de operación.

No obstante, pocas de las metodologías mencionadas consideran el efecto dominó. Esto es así ya que resulta sumamente compleja la evaluación de las consecuencias en este caso. Además, resulta útil la representación gráfica del lay out de la planta para este análisis. Por ejemplo, (Cozzani et al., 2004) analizan una metodología de análisis de riesgos considerando el efecto dominó, basada en un entorno SIG. Sin embargo, en la etapa de diseño conceptual, estos datos no están disponibles fácilmente.

Por lo tanto, disponer de índices o una métrica metodológicamente validada, y con sustento estadístico (como lo son las distancias de impacto o afectación) ante incidentes potenciales asociados a equipos de procesos, implicaría un paso adelante de magnitud importante; en ambos sentidos, el práctico y el conceptual o teórico, en particular para la estimación del efecto dominó y el diseño del lay out de la planta en la etapa de la ingeniería conceptual, un hecho poco reportado en la literatura abierta (Tugnoli et al., 2008a, 2008b).

1.6 OBJETIVOS Y DESARROLLO DE LA TESIS

El objetivo principal de esta tesis es el desarrollo de un sistema integrado capaz de soportar la tarea de evaluación del riesgo y el cálculo de distancias de intervención ante eventos de dispersión en aire no sólo de gases tóxicos, sino también material particulado y bioaerosoles. Para lograr tal prestación el sistema debe ser lo suficientemente flexible y robusto como para abordar problemas que involucren tanto a fuentes fijas como móviles, a parámetros concentrados (cisterna, tanque, etc.) como distribuidos (por ejemplo cañerías y/o gasoductos, entre otros sistemas de interés).

Asimismo, se pretende poder analizar las consecuencias sobre los individuos a causa de la exposición a determinados agentes, no sólo desde el punto de vista de emisiones accidentales y de carácter agudo, sino que se propone proveer una herramienta capaz de abordar la problemática de la exposición crónica por inhalación, por ejemplo, de material particulado respirable y microorganismos patógenos.

Se debe, además, tener en cuenta la variabilidad estocástica de los parámetros atmosféricos y principales variables que describen el fenómeno bajo estudio, por ejemplo dirección y velocidad del viento, estabilidad atmosférica, temperatura, humedad relativa si es necesario, distribución de tamaños de orificios que originen la fuga, entre otras

variables de interés, ya que son imprescindibles para el cálculo de distancias de intervención.

Tales distancias son la base para el cálculo de índices apropiados cuando se analiza el diseño inherentemente seguro de procesos químicos. No obstante, resulta dificultoso implementar una metodología de cálculo general, debido a la diversidad de equipos/componentes en los procesos químicos. El concepto del *ERE*, al igual que la metodología de cálculo deben ser adaptados para resolver estos problemas.

Por lo expuesto, resulta imprescindible implementar una nueva estructura y estrategia de cálculo con respecto al prototipo STRRAP (Godoy et al., 2007), principalmente en la reelaboración del bloque de pre y post-procesamiento y el desarrollo de métodos eficientes para la estimación de distancias de seguridad o impacto, en función de las distintas problemáticas a abordar.

Asimismo, los conceptos y fundamentos subyacentes deben ser ampliados para ser útiles a casos más generales de los contemplados hasta ahora.

De tal planteo surge inmediatamente, una idea de la magnitud de la tarea a abordar, tanto desde el punto de vista conceptual como la tarea de implementación.

En el Capítulo 2 se presenta un desarrollo teórico unificado aplicable al problema del cálculo del riesgo tanto para fuentes de emisión fijas, a parámetros distribuidos (por ejemplo oleoductos o gasoductos) y/o móviles (problema de accidentes en el transporte de sustancias peligrosas). También se expone la estructura del sistema STRRAP y se describe someramente el software básico, la arquitectura y los distintos bloques o subsistemas que componen el sistema informático a los efectos de sustentar la estrategia de cálculo propuesta. El contenido de este capítulo se encuentra publicado en los siguientes trabajos:

“STRRAP system. A software for hazardous materials risk assessment and safe distance calculations”. Autores: Sandra M. Godoy, Nicolás J. Scenna, Alejandro S. M. Santa Cruz. *Reliability Engineering And System Safety*. Elsevier. 2007. Vol 92/7 pp. 847-857.

“Risk Analysis and Safe Distances Calculation Considering Atmospheric Parameters Uncertainty”. Autores: Sandra M. Godoy, Alejandro S.M. Santa Cruz y Nicolás J. Scenna. *Latin American Applied Research*. Vol. 36. Issue 4. pp. 263-268. 2006.

En el Capítulo 3, se aborda el problema de difusión de material particulado, la implementación de modelos que tienen en cuenta la variabilidad estocástica de las principales variables que permiten el modelado adecuado del problema, y por último, se

describe la integración de dicho modelo y/ o estrategias de cálculo al sistema STRRAP. Se enfoca principalmente el problema de la determinación de las distancias de impacto principalmente por exposición crónica, con vistas al análisis de riesgo ambiental. Se desarrollan varios casos de estudio y se discuten los resultados obtenidos.

La investigación sobre este tópico se concretó en la siguiente publicación:

“Assessment of Impact Distances for Particulate Matter Dispersion. A Stochastic Approach”. Autores: Sandra M. Godoy, Patricia L. Mores, Alejandro S.M. Santa Cruz y Nicolás J. Scenna. *Reliability Engineering and System Safety* (2009), Vol. 94, Issue 10, pp. 1658-1665.

En el Capítulo 4 se presenta el problema de difusión de bioaerosoles, la implementación de modelos similares a los desarrollados en los capítulos anteriores, en el sentido que tienen en cuenta la variabilidad estocástica de las principales variables que describen adecuadamente el problema.

Se desarrolla tanto el problema del cálculo del riesgo como la determinación de las distancias de impacto, desde el punto de vista de la exposición aguda a determinados microorganismos. Se desarrollan varios casos de estudio y se discuten los resultados obtenidos.

Los resultados obtenidos en esta temática se presentan en el capítulo: *“Bioaerosol Emission: A Stochastic Approach”*, del libro: *Air Quality. Editorial: In Tech (Open Access)* Autores: Sandra M. Godoy, Alejandro S.M. Santa Cruz y Nicolás J. Scenna, 2011, ISBN: 978-953-307-307-1.

Además, se han expuesto avances y resultados parciales en los siguientes congresos:

“Determinación de Zonas de Impacto ante la Dispersión en Aire de Bioaerosoles. Caso de estudio: Dispersión de Bacterias en Plantas de Tratamiento de Aguas Negras municipales”. Autores: Sandra M. Godoy, Fabricio Todeschini, Alejandro S.M. Santa Cruz, Nicolás J. Scenna. Presentado en VI Congreso Argentino de Ingeniería Química – 2010. Mar del Plata – Argentina. 26 al 29 de Septiembre de 2010.

“Stochastic Calculations for Particulate Matter Dispersion”. Autores: Sandra M. Godoy, Alejandro S.M. Santa Cruz, Nicolás J. Scenna, Patricia L. Mores, y Sonia J. Benz. Presentado en 1st LATIN AMERICAN PROCESS SAFETY CONFERENCE AND EXPOSITION. Buenos Aires – Argentina - 2008. Mayo de 2008.

“Atmospheric Virus Emissions: Calculation of Safe Distances”. Autores: Sandra M. Godoy, Paola S. Biscotti, Alejandro S.M. Santa Cruz y Nicolás J. Scenna. Presentado

en XXII Congreso Interamericano de Ingeniería Química. V Congreso Argentino de Ingeniería Química. Buenos Aires – Argentina - 2006. Octubre de 2006.

En el Capítulo 5 se presenta el problema de cálculo de distancias de impacto para emisiones puntuales debido a accidentes en equipos de procesos, considerando la variabilidad estocástica de las principales variables que describen adecuadamente este problema, con objeto de proveer índices adecuados para el diseño inherentemente seguro, o bien una herramienta más a la hora de abordar los cálculos de riesgo cuando se debe considerar el efecto dominó.

En relación al material desarrollado en este capítulo se han realizado las siguientes presentaciones en congresos: *“Estudio de Alternativas para la Instalación de una Torre de Enfriamiento en Industrias de Procesos Considerando Efectos Dominó”*. Autores: Néstor H. Rodríguez, Sandra M. Godoy, Nicolás J. Scenna. 1º Primer Simposio Argentino de Riesgo Ambiental – SARA 2009. Córdoba – Argentina. 26 y 27 de Agosto de 2009.

“Stochastic Impact Distances for Safety Performace on the Plant Lay out Design”. Autores: Sandra M. Godoy, Paola S. Biscotti, Nicolás J. Scenna. Enviado para presentación en: 4th CCPS Latin American Process Safety Conference. Junio de 2012.

Finalmente, en el Capítulo 6 se analizan los logros alcanzados en este trabajo de tesis, las limitaciones que aún quedan por resolver y los desafíos que se plantean para el futuro respecto a la línea de investigación en la que se ha trabajado.

CÁLCULO DEL RIESGO PARA FUENTES MÓVILES Y ESTÁTICAS CONSIDERANDO VARIABILIDAD ESTOCÁSTICA

2.1 INTRODUCCIÓN A LA PROBLEMÁTICA

En general, la metodología básica para el cálculo de riesgo (Erkut y Verter, 1995; Leonelli et al., 1999; Brown et al., 2000; Bubbico et al., 2000; Scenna y Santa Cruz, 2005), tanto para fuentes móviles como para estáticas, se puede resumir de la siguiente manera:

- Identificar, enumerar y seleccionar los incidentes (Identificación mediante técnicas adecuadas tales como HAZOP (Hazard and Operability Analysis), HAZID (Hazard Identification), FMEA (Failure mode and effect analysis), WHAT IF, entre otras.
- Establecer los parámetros que serán considerados estocásticos y los que se asumirán como determinísticos.
- Estimar la probabilidad de ocurrencia de cada escenario, o la función de densidad de probabilidad asociada.
- Determinar los daños o lesiones a partir de los escenarios seleccionados (estimación de consecuencias, mediante modelos/software adecuado para tal fin).
- Calcular el riesgo sobre el área en estudio. Estimar las curvas de riesgo individual o social, a los efectos de evaluar el estado de situación con respecto a criterios de tolerabilidad del riesgo.

En primer lugar, deben definirse los escenarios/eventos seleccionando aquellos que se puedan considerar representativos de todos los incidentes identificados. Según el problema a resolver, las propiedades fisicoquímicas de los gases y la rugosidad superficial pueden considerarse parámetros determinísticos. También, la presión atmosférica, la humedad relativa y la temperatura podrían asumirse como determinísticas adoptando los valores más representativos a lo largo del horizonte de tiempo de interés, ya que en general no tienen significativa incidencia en la dispersión de la sustancia estudiada.

En el caso de dispersión de gases, se suele considerar que fluyen en forma continua hasta que se tomen medidas de mitigación (podría suponerse un tiempo máximo

de 1 hr.). Una fuga instantánea (puff) es poco frecuente, ya que está asociada a una ruptura catastrófica donde se fuga la totalidad de la sustancia contenida en un período muy breve de tiempo (segundos o minutos).

En cuanto a las características de la fuga, pueden asumirse conocidas considerando que quedan representadas mediante árboles de eventos. No obstante, el caudal y el modo de fuga también son variables inciertas, además de ser función de las condiciones atmosféricas (temperatura, humedad relativa y presión atmosférica), de las propiedades del fluido almacenado y de las condiciones de almacenamiento (por ejemplo, tipo de rotura del contenedor, gradiente de presiones entre el contenedor y la atmósfera, etc.).

Como se ha mencionado, existen pocos trabajos en la literatura que involucren el cálculo del riesgo considerando la variabilidad estocástica. Generalmente, para fuentes fijas no es fácil disponer de distribuciones de probabilidades de ocurrencia de una rotura (tamaños de orificios) que determinan, junto a las propiedades del fluido en el recipiente, la posterior fuga y sus características; esto es, de los posibles escenarios del incidente para una zona específica. En general se utiliza un conjunto de escenarios representativos con sus respectivas probabilidades dadas por árboles de eventos (Scenna y Santa Cruz, 2005). Para el caso de fugas de sustancias tóxicas o inflamables debido a incidentes en el transporte, se dispone de manuales de referencia, tales como la Guía de Respuesta ante Emergencias o ERG (por sus siglas en inglés), creada por el Departamento de Transporte de EE.UU (DOT), Transportes de Canadá, la Secretaría de Transporte y Comunicaciones de México, y la adhesión del CIQUIME (Centro de Información Química para Emergencias de Argentina). El objetivo es proveer principalmente estrategias de mitigación ante incidentes en el transporte de materiales peligrosos tanto en carretera como en ferrocarril, siendo limitada su aplicación a incidentes en instalaciones fijas. Provee tablas de distancias de protección y evacuación para las mencionadas sustancias. Para el cálculo de los niveles de protección y aislamiento, se utilizan aproximaciones estadísticas en cuanto a escenarios de accidentes, tipos y severidad de los mismos, y condiciones geográficas y meteorológicas, entre otros, propios de los países que desarrollaron dicha Guía.

2.2 MODELADO Y CÁLCULO DEL RIESGO INDIVIDUAL

La Figura 2.1 representa la base para el modelado de un accidente de transporte a lo largo de un camino o ruta donde ha ocurrido una liberación de sustancia peligrosa.

Para obtener un modelo flexible y representativo de diversos fenómenos, el camino (o fuente emisora genérica) se divide en un número de segmentos y el área que lo rodea se divide en secciones cuadradas (grilla de receptores). Los emisores se suponen situados en el centro de cada segmento de camino, ΔL_{Ri} , y los receptores en el centro de cada cuadrado.

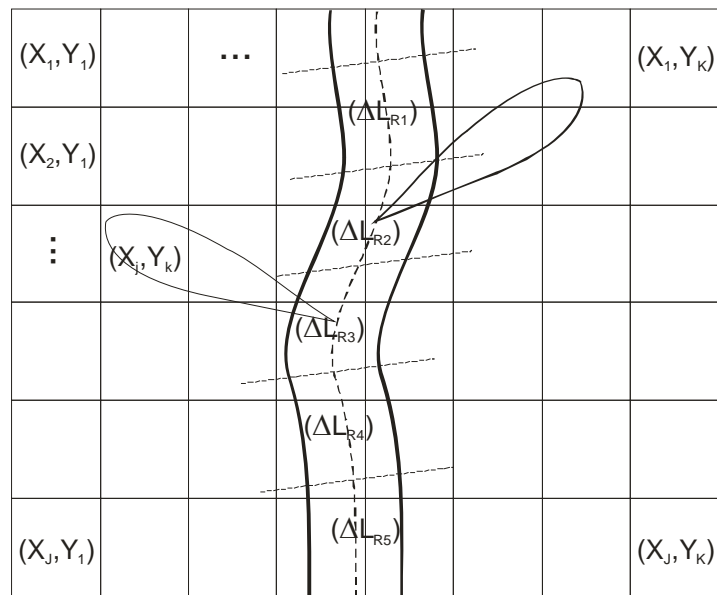


Figura 2.1: Discretización de los puntos de emisión y la grilla de puntos receptores.

Cada segmento de la ruta ΔL_{Ri} (o *fente emisora compleja*), se considera como una fuente puntual fija.

La concentración de contaminante se puede calcular para cada punto receptor de la grilla (X_j, Y_k) con $j = 1, \dots, J$ y $k = 1, \dots, K$, considerando todos los emisores y todos los escenarios aleatorios (correspondientes a los distintos ensayos, tiradas o pruebas de las variables estocásticas).

Según se trate de fuentes caracterizadas por múltiples emisores puntuales, o el conjunto de puntos de emisión representativos de la ruta donde se modela la ocurrencia de un accidente relativo al transporte de sustancias peligrosas, deben considerarse las contribuciones de cada segmento (emisor) capaz de afectar a cada receptor. En otras palabras, el análisis toma en cuenta el conjunto de potenciales emisores, y se evalúa el riesgo sobre cada receptor considerando una composición de los efectos causados por los mismos.

Las variables consideradas estocásticas en los problemas de dispersión en aire a lo largo de esta tesis, serán en general, la clase de estabilidad atmosférica, la velocidad y dirección del viento, la temperatura, y la humedad relativa. El conjunto de distribuciones de frecuencias de estas variables se usa para generar cada vector de entrada al modelo de dispersión.

Para efectuar los cálculos deben considerarse procedimientos adecuados en la generación de todos los valores posibles de las variables estocásticas. En este trabajo se utiliza el método Monte Carlo para tal fin. Cada parámetro atmosférico estocástico está representado por una función de densidad de probabilidad dentro del modelo. La forma y tamaño de estas funciones definen el rango de valores que los parámetros pueden tomar y sus probabilidades relativas. De acuerdo a esta aproximación estocástica y a la distribución de cada parámetro, se asigna a cada evento (y de manera proporcional a la probabilidad de ocurrencia) una cantidad de números aleatorios. De esta manera, se puede obtener el vector de salida correspondiente a cada entrada generada. Si el procedimiento se repite para cada prueba aleatoria, se obtiene una aproximación de la distribución de salida (ej., concentración de gas, virus, etc.).

Como resultado, se obtienen los histogramas de concentraciones sobre cada receptor (X_j , Y_k) de acuerdo al horizonte de tiempo seleccionado. En general, para accidentes donde difunden gases, los distintos escenarios se caracterizan por diferentes caudales de fuga. Si se dispone de la distribución de caudales de fuga, éstos pueden adoptarse como una nueva variable estocástica. Si se conocen las probabilidades de diferentes caudales de fuga mediante un árbol de eventos, se puede obtener el riesgo total como la adición ponderada de los resultados parciales correspondientes a cada rama del árbol de eventos adoptado. Para una fuga que se caracteriza por M eventos (ver Figura 2.2), cada uno con una probabilidad PE_m , el riesgo, R_{jk} , sobre un receptor (j , k) se expresa como:

$$R_{jk} = \sum_{m=1}^M PE_m \sum_{i=1}^I R_{mijk} \quad (2.1)$$

donde I es el número de segmentos en los que se dividió el camino o ruta (emisores), y

$$[R_{jk}] = \frac{\text{muertes}}{\text{año}}.$$

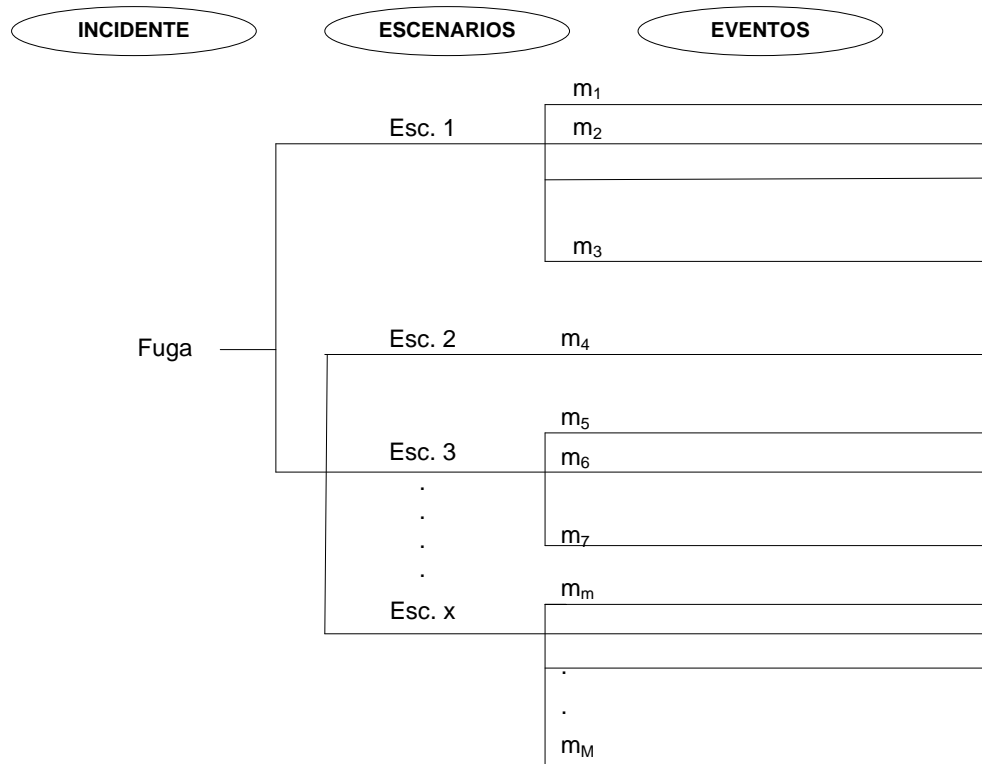


Figura 2.2: Árbol de eventos genérico.

Además, para cada evento (m) y emisor (i), tenemos:

$$R_{mijk} = f_i \Omega_{mijk} \quad (2.2)$$

donde f_i es la probabilidad de accidente en cada segmento de la ruta (i) y Ω_{mijk} la consecuencia sobre cada receptor (j,k) debido al emisor (i) y evento (m). La probabilidad de accidente viene dada por estudios de base de datos de accidentes, y se expresa generalmente por km de recorrido; por lo que f_i resulta proporcional a la longitud del tramo en estudio. Esto es, se puede obtener multiplicando la probabilidad de accidente por unidad de longitud asociada al medio de transporte (por ej. camiones), p_i , por la longitud del segmento de ruta, ΔL_{R_i} , y por el número de camiones transportados por año, N_T .

$$f_i = p_i \cdot \Delta L_{R_i} \cdot N_T \quad (2.3)$$

Las consecuencias del accidente Ω_{mijk} se expresan en términos de la vulnerabilidad, entendida en este trabajo como la probabilidad de que una persona sea afectada por un agente peligroso determinado. Para estimar dicha función se utiliza aquí la metodología Probit.

La escala Probit constituye una manera muy útil de medir probabilidades. Dadas las características de la función Probit se establece una relación biunívoca entre unidades

Probit (Y) y probabilidades (P_Y), expresadas como fracción o porcentaje de población afectada (muertos) (Ver Anexo I).

Siguiendo el caso general planteado, y analizando en particular un escenario de difusión de gases tóxicos, la ecuación Probit, se expresa como:

$$Y_{mijk} = a + b \ln \left(C_{mijk}^n \Delta t \right) \quad (2.4)$$

donde a , b y n son constantes que dependen de la sustancia, C_{mijk} es la concentración en cada receptor (j,k) originada por el emisor (i) y el evento (m), expresada en ppm, Δt es el tiempo de exposición en minutos.

Por lo tanto, Ω_{mijk} en cada receptor (j,k) debido al emisor (i) y al evento (m) queda expresada por:

$$\Omega_{mijk} = P_{Y_{mijk}} = f(Y_{mijk}) \quad (\text{Ver Anexo I}) \quad (2.5)$$

El cálculo de la vulnerabilidad, depende fuertemente de las condiciones meteorológicas estocásticas, hecho que ha sido tomado en cuenta en la metodología adoptada al introducirse las distribuciones de clases de estabilidad atmosférica, de dirección y velocidad del viento, en la simulación Monte Carlo, a los efectos de obtener las distribuciones de concentración en cada receptor (j, k).

Como se ha expuesto, esta metodología no solo es aplicable a fugas en carreteras, ya que igualmente pueden aplicarse a fugas en fuentes fijas, transporte ferroviario, marítimo y/o por tuberías. Así, un conjunto de emisores puede representar a parte de una ruta, una tubería o una trayectoria marítima. Un punto de emisión fijo (pérdida en tanques, etc.) puede ser considerado como un caso particular del problema asociado al transporte, con un solo emisor. En este último caso, el riesgo total es la suma de las contribuciones de todos los eventos asociados a cada escenario, y la ecuación usada será:

$$R_{jk} = \sum_{m=1}^M PE_m R_{mjk} \quad (2.6)$$

Para cada evento (m), las Ecuaciones (2.1) a (2.5) son válidas, solo que ahora no es necesario usar el subíndice “ i ”. Los demás símbolos tienen los mismos significados que en el caso de fuentes móviles.

Como se expuso en la Sección 1.3, *el riesgo individual* se suele representar mediante curvas de *iso-riesgo* (de igual nivel de riesgo en la zona de interés o afectada), o bien como perfiles de riesgo en función de la distancia a la fuente de emisión.

De acuerdo a la metodología general propuesta, en esta instancia se dispone de distribuciones de probabilidades de concentración para cada punto receptor. Para

representar gráficamente el *riesgo individual* ya sea como curvas de *iso-riesgo* o construir las curvas de *riesgo-distancia*, es necesario asignar un valor de riesgo a cada punto que sea representativo.

Para ello hay dos posibilidades de cálculo:

- *Opción A:* Por un lado, a partir de un valor representativo de concentración en un receptor (como podría ser el 90 percentil de la distribución) aplicar las Ecs. (2.2) a (2.5) para obtener un valor de riesgo.
- *Opción B:* O bien, aplicar las Ecuaciones (2.2) a (2.5) a la distribución de concentraciones dando origen a una distribución de riesgo para cada receptor. A partir de dicha distribución se puede seleccionar un valor estadísticamente representativo (la media, moda, percentiles u otros según el análisis estadístico pertinente).

Así, por uno u otro camino, y con los valores de riesgo obtenidos por las Ecs. (2.1) ó (2.6) (según se trate de fuentes móviles o estáticas), e identificadas las coordenadas de los receptores vulnerables pueden representarse tanto las curvas *iso-riesgo* como los perfiles *riesgo-distancia*. En la Sección 2.8.1 se presenta el análisis de las dos alternativas propuestas para la obtención de un valor de riesgo representativo para un caso de estudio particular.

Por último, puede tratarse el problema de múltiples fuentes emisoras fijas, colineales o no, sin modificar la metodología propuesta.

2.3 RIESGO SOCIAL. OBTENCIÓN DE CURVAS F-N

En estudios de riesgos en personas, tal como se expuso en la Sección 1.3, también suele utilizarse el concepto de *riesgo social*, el cual representa la probabilidad por año de que un grupo de personas sea víctima de un determinado accidente al mismo tiempo.

En este caso, para estimar la vulnerabilidad es necesario considerar la cantidad de individuos expuestos en un área determinada. De acuerdo a la metodología propuesta en cuanto a discretización de la zona en estudio, la unidad mínima a considerar es un rectángulo de la grilla (j,k), cuya densidad poblacional esta dada por σ_{jk} [personas/m²]. De modo que la consecuencia en cada receptor (entendiéndose como tal a cada rectángulo que define el mallado de la superficie en estudio) estará dada por:

$$\Omega_{mijk} = \sigma_{jk} P_{Ymijk} A_{jk} \quad (2.7)$$

donde A_{jk} es el área del correspondiente rectángulo y $P_{Y_{mijk}}$ representa la probabilidad de muertes en cada receptor (j,k), asociada al evento (m) y debido al emisor (i).

Luego de aplicar la Ecuación (2.7) debe determinarse el número de víctimas en toda el área afectada para cada prueba estocástica, así como su correspondiente frecuencia para la construcción del histograma de personas afectadas (muertos en este caso). Si los escenarios están discretizados según un árbol de eventos, debe considerarse la contribución parcial (suma ponderada) de cada rama del árbol, en el cálculo de la vulnerabilidad. Esto es:

$$\Omega = \sum_{m=1}^M PE_m \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J \sum_{k=1}^K \Omega_{mijk} \quad (2.8)$$

Es usual presentar esta información en forma de frecuencia acumulada complementaria en función del número de muertos (conocida como curva F-N), donde cada valor de F_N en el eje de las ordenadas representa la frecuencia para todos los escenarios y eventos con que son afectadas N o más personas.

En la Figura 2.3 se muestran curvas típicas de actividades industriales, desde el punto de vista del riesgo colectivo o social. Así, según dicha figura existe una probabilidad de 10^{-4} (año⁻¹) de que mueran 70 o más personas debido a un accidente en el transporte de una sustancia peligrosa en zonas urbanas. Dicho de otro modo, hay una posibilidad cada 10000 años de que mueran 70 o más personas a causa de dicho evento.

El procedimiento general para la obtención de la curva F-N, asociada al riesgo social, se muestra en la Figura 2.4. La curva F-N es el gráfico en escala logarítmica de F_N en función de N.

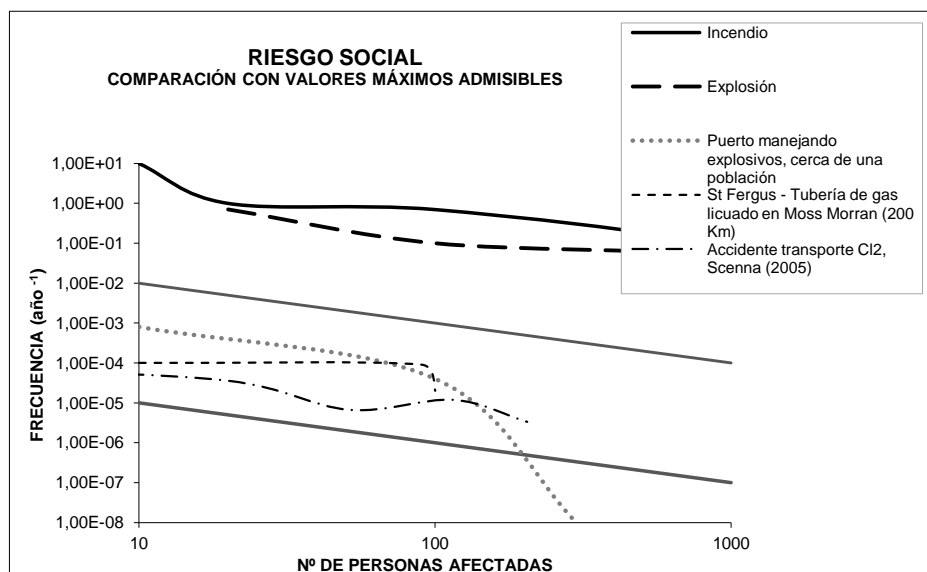


Figura 2.3: Curva F-N para actividades industriales típicas.

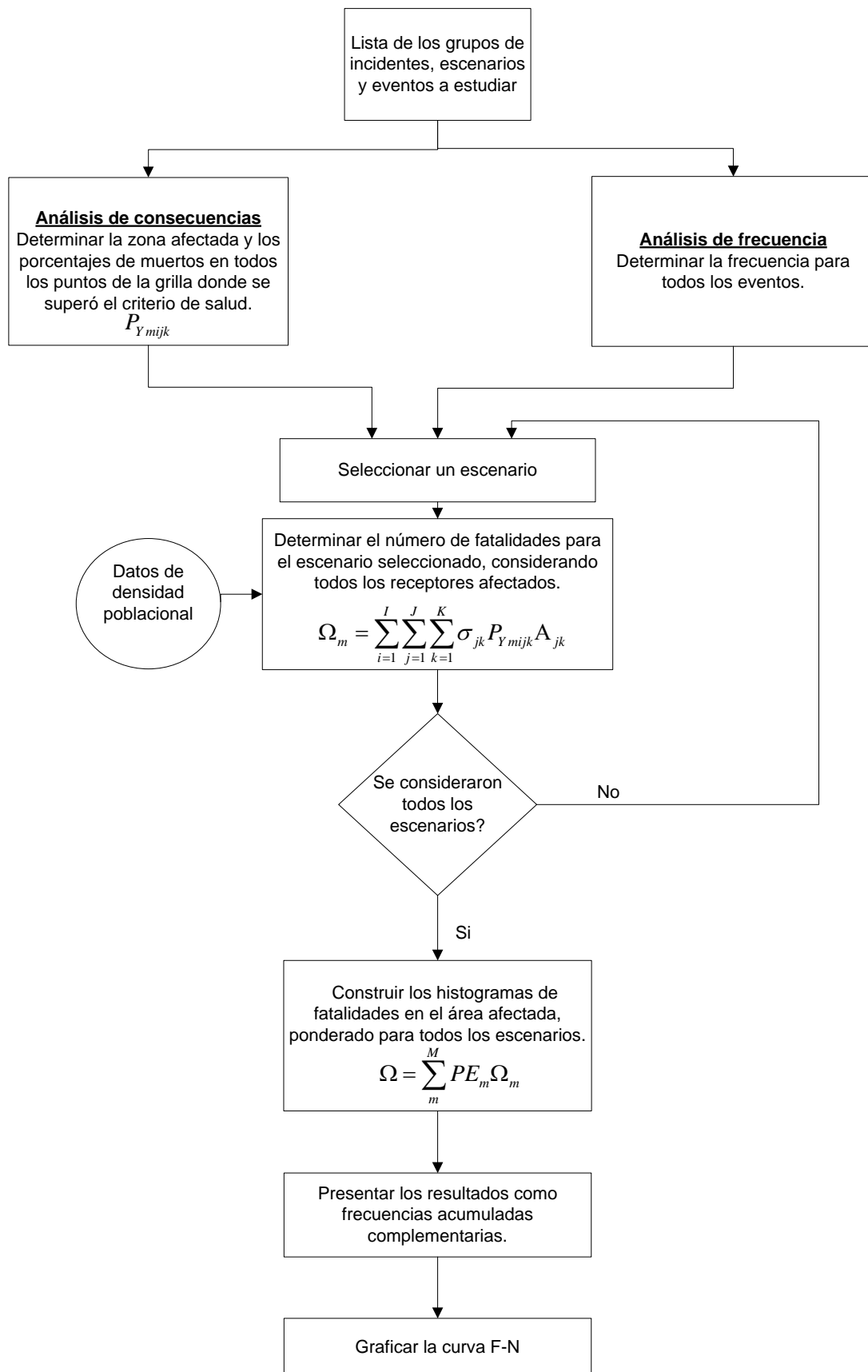


Figura 2.4: Procedimiento general para el cálculo de la curva F-N.

En la Sección 2.8.3 se presenta otro modo de interpretar y representar el riesgo, basado en los cálculos de *distancia de afectación* o *impacto* para el caso de estudio seleccionado.

2.4 PRE-PROCESAMIENTO DE DATOS CON VARIABILIDAD ESTOCÁSTICA

Considerando las características geográficas y meteorológicas de la región en estudio y las características de los gases involucrados, se puede asumir cuales son las variables estocásticas significativas. Por ejemplo, para el cloro y gases similares la presión atmosférica, la temperatura y la humedad relativa no son significativas para la determinación de los histogramas de concentración, en relación a los efectos de la velocidad y dirección del viento y la clase de estabilidad atmosférica. De esta manera, se adoptan los valores más representativos de la temperatura, presión y humedad para la zona y horizonte de tiempo seleccionado, mientras que las otras variables se consideran estocásticas.

El tratamiento estadístico de los parámetros estocásticos para generar las funciones de densidad de probabilidad en la zona en estudio, que serán utilizadas por el módulo de cálculo, requiere que se ordenen los datos correspondientes siguiendo la jerarquía mostrada en la Figura 2.5.

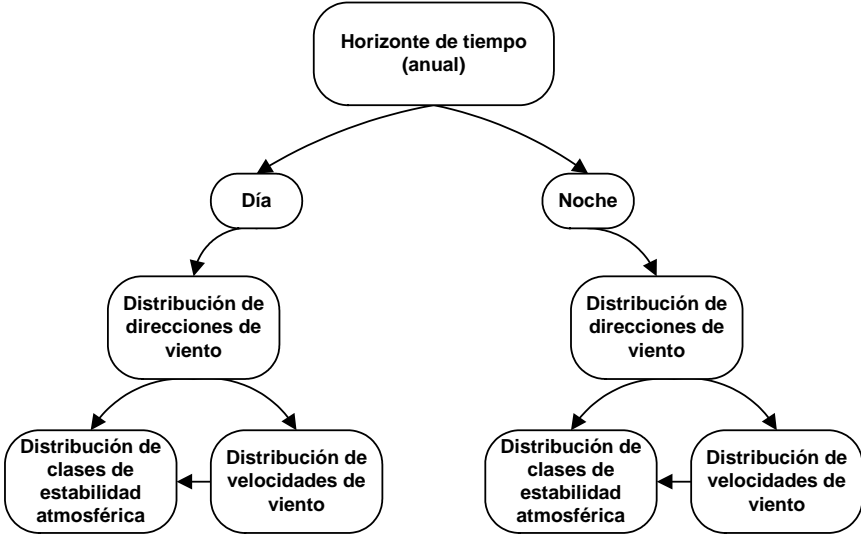


Figura 2.5: Niveles jerárquicos de funciones de densidad de probabilidad.

Primero se fija el horizonte de tiempo (la estación elegida o el año entero) y las condiciones día o noche. Luego se determinan las distribuciones de estabilidad y

velocidad del viento de acuerdo a la distribución de dirección del viento, ya sea de día o de noche. Las distribuciones de estabilidad deben determinarse de acuerdo a los rangos de velocidad del viento para los que estén definidas. Este conjunto de distribuciones, previamente ordenado, se ingresa al pre-procesador y mediante una subrutina de generación de casos aleatorios (ver Anexo II: Descripción y Código de la Subrutina Montecarlo), se define cada vector de entrada al módulo de cálculo.

2.5 EMISOR DE REFERENCIA ESTOCÁSTICO. ALGORITMO DE TRASLACIÓN

Según el método descrito para el cálculo de riesgo individual y social, y en especial para este último, es necesario estimar el número de personas afectadas para todos los escenarios y eventos del accidente. Dicha tarea insume un elevado tiempo computacional, que se incrementa aún más en el caso de fuentes móviles y para un reticulado muy fino del área a considerar.

En (Godoy, 2005) y (Godoy et al., 2007) se propone el concepto de *Emisor de Referencia Estocástico (ERE)*. El mismo define una zona o región afectada por un solo punto emisor, determinándose todos los receptores involucrados (mediante una simulación Monte Carlo). La forma y tamaño de esta región (y las distribuciones de concentración asociadas a cada punto receptor) resultan invariantes en el área geográfica y condiciones en las que son válidas las distribuciones utilizadas, dado que en el análisis se consideran todas las variables y todos los posibles valores que puedan tomar (una vez definido el experimento estocástico). Por lo tanto, el efecto de cualquier emisor (ruta, grilla, etc.) puede *trasladarse*, desplazando el *ERE* (ver Figura 2.6) a lo largo de la trayectoria o recorrido, quedando determinada de este modo la zona o área de afectación.

Así, si se realiza la simulación para un solo punto emisor y se almacenan (por ejemplo en una base de datos) todos los datos correspondientes a los receptores afectados por dicho emisor (*ERE*) mediante la aplicación de un adecuado algoritmo de traslación, se obtienen los histogramas de concentraciones para los receptores afectados por cualquier otro potencial punto emisor a lo largo de la ruta.

Este algoritmo, definido como *Algoritmo de Traslación* (Godoy, 2005; Godoy et al., 2007) calcula los histogramas de concentraciones para todos los receptores afectados a lo largo de toda la ruta (o conjunto de emisores que representan a la fuente de topología compleja), en función de los datos almacenados en el *ERE*. En general, cada receptor puede estar afectado por varios emisores, por lo que el *Algoritmo de Traslación*

tiene en cuenta la contribución de todos ellos (superposición o composición de los potenciales efectos).

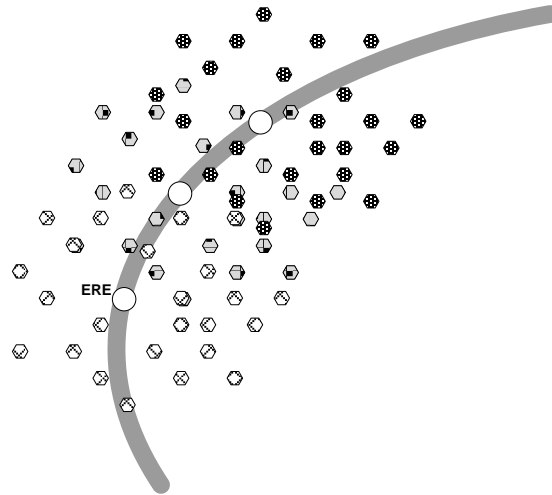


Figura 2.6: Desplazamiento de la zona afectada por el *ERE*.

Como puede observarse, la etapa de cálculo de la concentración del contaminante (Simulación de Monte Carlo) mediante esta metodología se realiza solo para el *ERE*; y dado que esta es la etapa que más tiempo computacional demanda, aplicando el *Algoritmo de Traslación*, se logra una notable reducción en el tiempo total de simulación.

La forma en que opera el algoritmo puede resumirse de la siguiente manera (ver Figura 2.7). En primer lugar, es necesario almacenar las coordenadas de todos los emisores (dados por la discretización del camino, ducto, múltiples fuentes puntuales, etc.), y los receptores (definidos por la grilla que representa el área de estudio).

Luego se llevan a cabo las simulaciones del *ERE*, obteniéndose los histogramas de concentración, riesgo individual, número de muertos, coordenadas de los receptores afectados, y demás información que se considere de interés. Para simplificar los cálculos, se adopta un sistema coordenado cuyo origen coinciden con el *ERE*, pero podría tomarse otro sistema de referencia en el área definida bajo estudio.

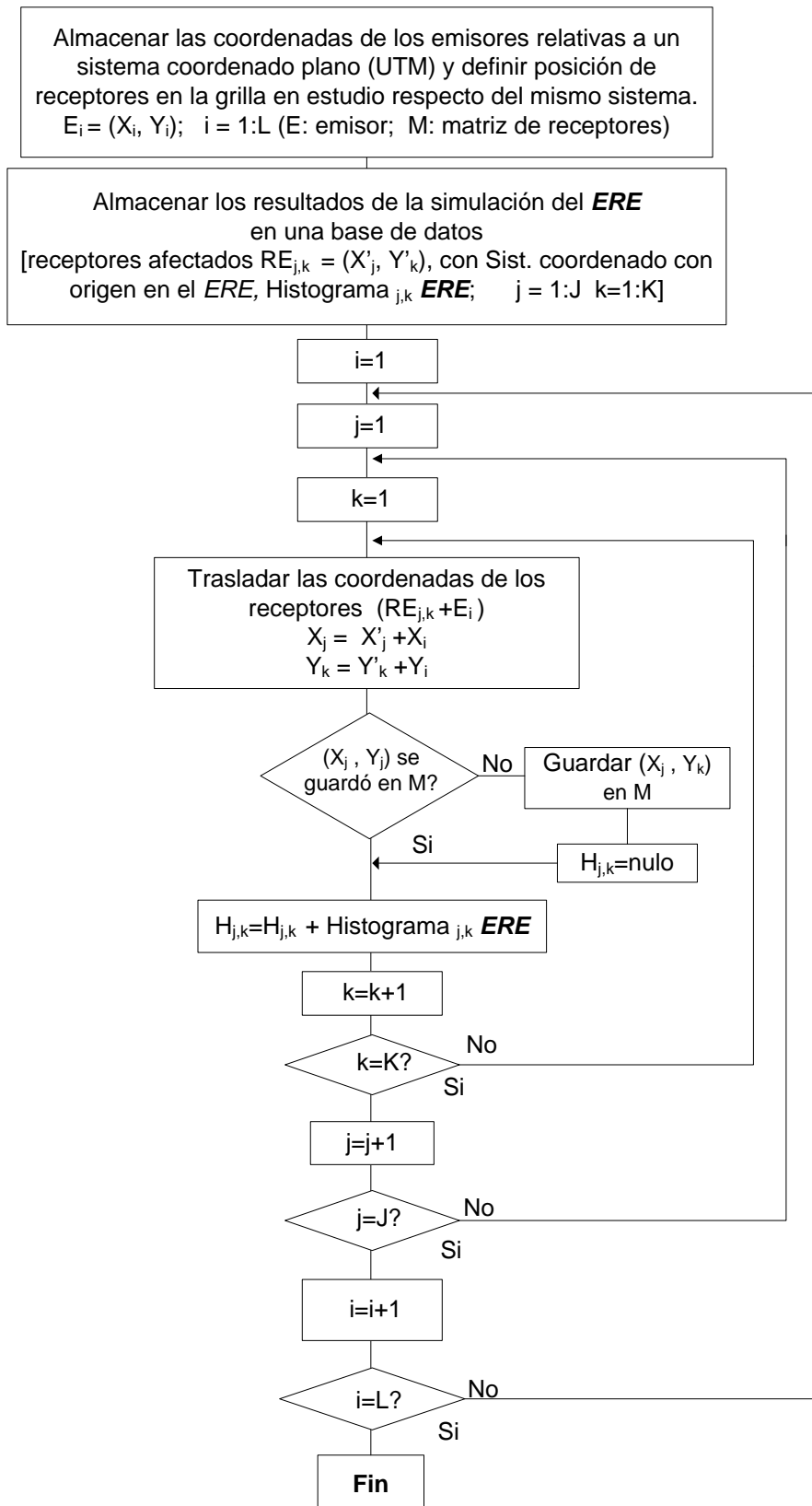


Figura 2.7: Diagrama de flujos simplificado del Algoritmo de Traslación.

Seguidamente, se determinan las coordenadas (X_j, Y_k) de los receptores afectados por cada emisor. Como se expuso, y de acuerdo a la Figura 2.6, la posición relativa de los receptores afectados, no varía respecto de cada emisor (i) . Por lo tanto, para obtener las

coordenadas de todos los receptores afectados por todos los emisores en el sistema de referencia correspondiente a la grilla en estudio, se debe desplazar adecuadamente el *ERE* y la nube de receptores afectados. Así, se obtienen las nuevas coordenadas de todos los receptores que sufrirán los efectos del contaminante según cada punto emisor. Como al trasladar las coordenadas de los receptores afectados por el *ERE*, éstos pueden no coincidir con el centro del reticulado definido, se asignan las coordenadas al punto de la grilla más próximo mediante un algoritmo de interpolación.

Definidas las coordenadas de los receptores afectados, se asigna a cada uno de ellos el histograma de concentraciones obtenido en la simulación del *ERE* (ya que solo cambian de posición, pero no sus valores). Como un mismo receptor, dada su posición relativa a los segmentos del camino, puede recibir el efecto de dos o más emisores (ver Figura 2.8), se adicionan los histogramas (es decir, las frecuencias) con la que cada emisor contribuiría a cada intervalo de concentraciones.

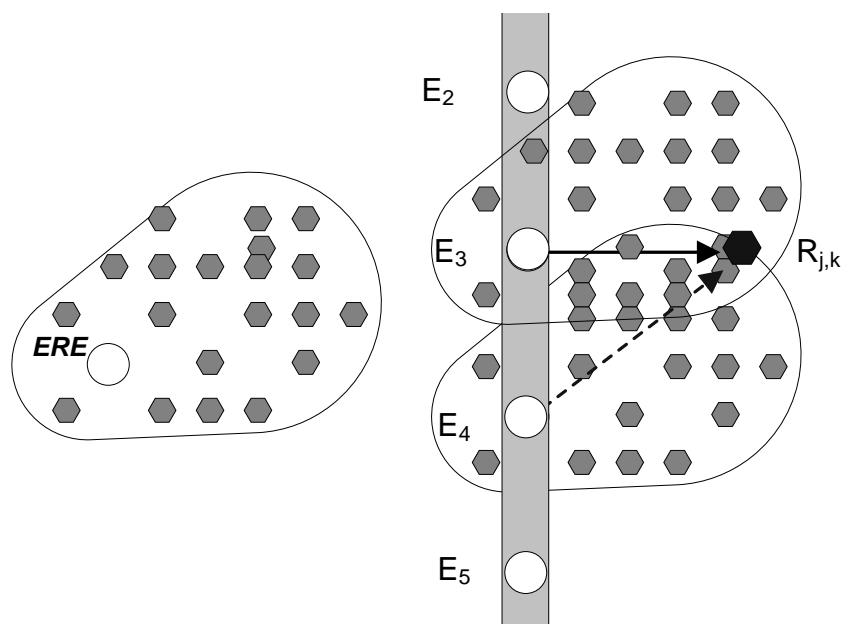


Figura 2.8: Superposición de efectos de varios emisores sobre un receptor determinado.

2.6 METODOLOGÍA PARA EL CÁLCULO DE DISTANCIAS DE INTERVENCIÓN O IMPACTO PARA FUENTES MÓVILES Y ESTÁTICAS

Las *distancias de evacuación* y *distancias de acción protectora*, o *distancias operativas*, definidas en la Guía de Respuesta ante Emergencias, *GRE*, (Brown et al., 2000), sugieren las distancias útiles para proteger a la población en las áreas de derrame que involucran materiales peligrosos que son considerados tóxicos, inflamables y/o explosivos. Ambas

proporcionan los lineamientos iniciales al personal de respuesta a las emergencias, hasta que los técnicos calificados estén disponibles para adoptar las acciones específicas para cada caso.

La metodología general que se utiliza en este trabajo para el cálculo de las distancias de intervención o impacto, sigue los lineamientos básicos de la empleada en la elaboración de la *GRE 2000*, aunque la velocidad de cálculo se simplifica debido a lo explicado en los apartados anteriores. En un principio, al igual que para el cálculo de riesgo, se debe disponer de la base de datos meteorológicos locales, los datos estadísticos de tipos de accidentes, los datos de propiedades físico-químicas y toxicológicas de las sustancias a estudiar y un detalle de la cartografía local. Por otra parte, el análisis de los distintos tipos de escenarios que podrían ocurrir (árbol de eventos) para cada material en particular, y el modo en que las variaciones meteorológicas influirán en el proceso de dispersión en aire, siguen un paralelismo respecto de la metodología descrita en las Secciones 2.2 y 2.4, en cuanto a las variables estocásticas y el arreglo empleado para la generación de los casos aleatorios. En general, para la mayoría de las sustancias peligrosas, los parámetros más importantes que afectan la dispersión en aire son la velocidad y la dirección del viento, y el tipo de estabilidad atmosférica, ingresándose en forma de distribuciones de frecuencias o histogramas. No obstante, pueden incorporarse otras variables tales como temperatura, presión, humedad relativa, caudal de fuga (que es función del tamaño del orificio que provoca el derrame o fuga) como histogramas o bien discretizadas en forma de árbol de eventos. En este caso el resultado final se obtiene como una sumatoria ponderada según los pesos probabilísticos relativos de cada valor de caudal.

Una vez definidas las variables estocásticas y los demás parámetros determinísticos, se lleva a cabo la simulación de los eventos generados mediante la técnica de Monte Carlo, aplicando los modelos de dispersión adecuados según el problema analizado. Como resultado se obtiene información acerca de todos los receptores donde se superó el criterio de salud crítico, ya sean éstos afectados por una o múltiples fuentes emisoras fijas, colineales o no.

Como se expuso anteriormente, el problema del transporte o flujo a través de tuberías es abordado aquí como si se tratara de múltiples fuentes puntuales fijas. Por lo que, luego de obtener los datos correspondientes a la zona afectada aplicando la definición de *Emisor de Referencia Estocástico* y aplicando el *Algoritmo de Traslación*, se dispone de toda la información referida a los receptores afectados en la totalidad del

tramo de ruta/tubería analizado. De este manera, se pueden calcular las distancias entre cada receptor afectado de coordenadas (j,k) y cada emisor bajo análisis (i), obteniéndose una distribución de distancias de afectación.

Para establecer una distancia de impacto, se podría tomar el máximo de la distribución que correspondería al peor escenario; pero ello, además de ser una sobreestimación, hace innecesario todas las simulaciones, bastaría con tratar de anticipar de antemano el peor escenario o caso, y simularlo directamente para calcular la distancia de afectación. Si se busca establecer un criterio que tienda a un equilibrio entre un nivel adecuado de protección de la gente potencialmente expuesta y los costos asociados que impliquen dicha protección (aislamientos, evacuaciones, etc.), deben utilizarse criterios estadísticos. En este trabajo se eligió el percentil 90. Para la mayoría de los posibles accidentes (ver por ejemplo Brown D.F et al., 2000) el uso de percentiles crecientes podría conducir a acciones cada vez mas desproporcionadas (evacuaciones excesivas, etc.) en la primera fase de respuesta a la emergencia, que aumentarían innecesariamente los riesgos/inconvenientes a los cuales se sometería a la población movilizada. La Figura 2.9 resume la metodología expuesta en la presente Sección.

Cabe aclarar que en el caso de instalaciones fijas, la variabilidad en cuanto al tipo de contenedor (diversos tipos de tanques de almacenamiento vs. cisterna) es mayor, así como lo es el tipo de incidente que puede ocasionar dicha fuga. Por lo que no es sencillo disponer de distribuciones de frecuencias de tamaños de rotura y /o caudales de fuga.

Además, dada la diversidad de parámetros que caracterizan a una eventual fuga en una instalación fija de procesos químicos, a diferencia de una única distancia, se podrían obtener curvas que permitan establecer las zonas que deberán evacuarse o en las que deberían tomarse medidas de protección, en función de los parámetros característicos tales como diámetro de cañerías, volumen de tanques de almacenamiento, etc.

Este procedimiento permitiría simular todas las posibles descargas de un tipo de contenedor para una variedad de sustancias y para la meteorología local, y predecir así un amplio espectro de situaciones de suma utilidad para realizar una planificación de emergencia ante alguna de las situaciones críticas contempladas, incluso para estimar el escalamiento o efecto dominó, según se desarrollará en el Capítulo 5.

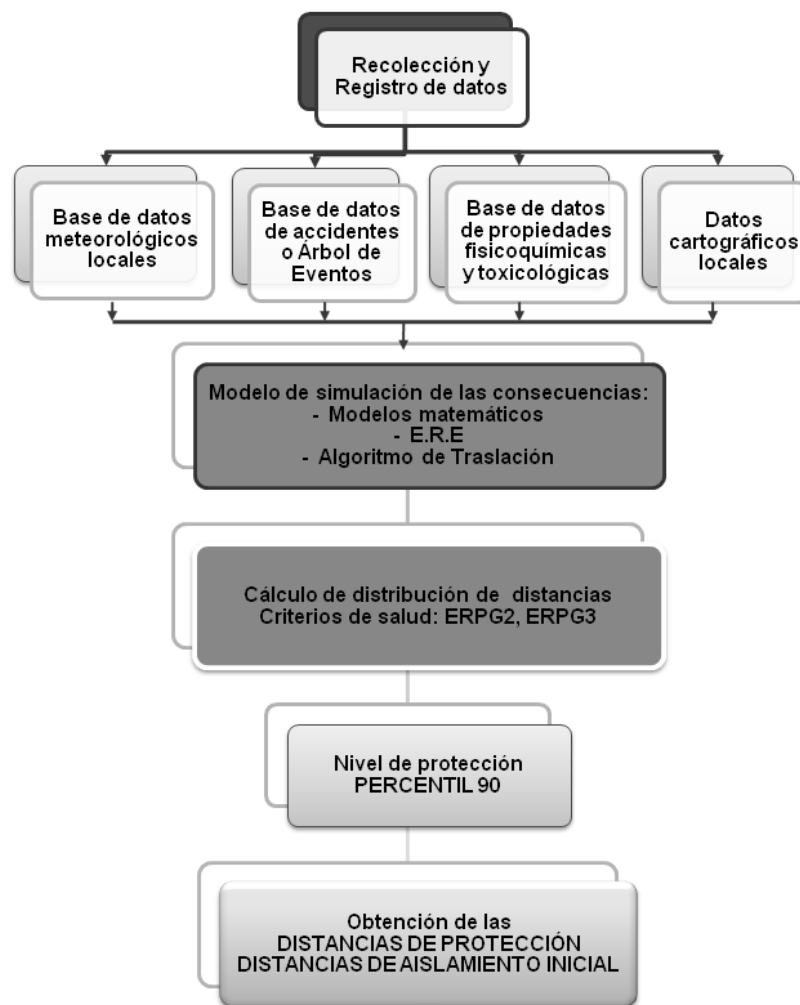


Figura 2.9: Metodología para el Cálculo de las Distancias de Impacto.

2.7 ARQUITECTURA DE STRRAP. SISTEMA INFORMÁTICO

El sistema se compone de tres módulos: Pre-procesador, Procesador y Post- procesador. La arquitectura del mismo puede representarse gráficamente de acuerdo a la Figura 2.10 (ver (Godoy, 2005) y (Godoy et al., 2007)).

La primera tarea del simulador se lleva a cabo en el módulo Pre-pocesador, y es la selección del modelo de dispersión que corresponda al contaminante en estudio. De acuerdo a ello, se ejecuta la subrutina correspondiente para ingresar las propiedades fisicoquímicas y toxicológicas de la sustancia, consultando la base de datos de sustancias incorporada en el sistema o ingresando manualmente dicha información. En este último caso, los datos quedan definitivamente incorporados a la base de datos, con lo cual la misma se incrementa progresivamente. Esta base de datos se puede actualizar en cualquier momento por el usuario. STRRAP recupera automáticamente las características de los productos almacenados en la base.

Seleccionada la sustancia, es necesario definir los distintos parámetros, eventos y/o escenarios asociados al accidente para el modelado del fenómeno (caudal de emisión, condiciones de la fuga, variables de estado, etc.), y datos específicos para la simulación, por ejemplo si existe transferencia de calor o no, número de simulaciones a realizar por el programa, etc.

En esta tesis, y a partir del prototipo existente (Godoy, 2005), se ha optimizado la subrutina que permite realizar esta tarea, de modo de hacerla más amigable para el usuario. Además, se estudiaron posibles incompatibilidades en los datos ingresados, de manera de ser validados por el sistema, evitando que se ingrese información errónea, mostrando una advertencia al operador o usuario.

Por otro lado, el programa solicita al usuario que seleccione el tipo de fuente de emisión/fuga (móvil, puntual simple o múltiple, de área) para la que se va a realizar la simulación.

Luego, se deben ingresar los datos de ubicación geográfica y extensión de la región a estudiar y de la ruta o camino (en el caso de fuente móvil), para efectuar la discretización del área y de la trayectoria del recorrido. Se deben ingresar los datos del tamaño de la grilla y del número de segmentos a considerar en la ruta (o longitud de cañería, si se trata de un ducto).

Las funciones de densidad de probabilidad correspondientes a los parámetros estocásticos en la zona bajo estudio, que serán utilizados por el módulo de cálculo, se incorporan manualmente al módulo pre-procesador del sistema a través de un archivo con el formato y dimensiones necesarios para ser leído por las siguientes subrutinas de cálculo. Seguidamente, todos los datos necesarios para la simulación ingresados por el usuario se almacenan en el formato adecuado requerido para cada modelo de dispersión.

En este trabajo de tesis, se generaron los módulos para el cálculo de las concentraciones de material particulado y microorganismos patógenos destinados a la evaluación de los efectos sobre la salud debido a la exposición crónica y aguda a dichos agentes. Además, se completó el desarrollo de las subrutinas para múltiples fuentes puntuales y de área que se incorporaron al prototipo original (Godoy, 2005), aspecto que se desarrollará en profundidad en los Capítulos 3 y 4.

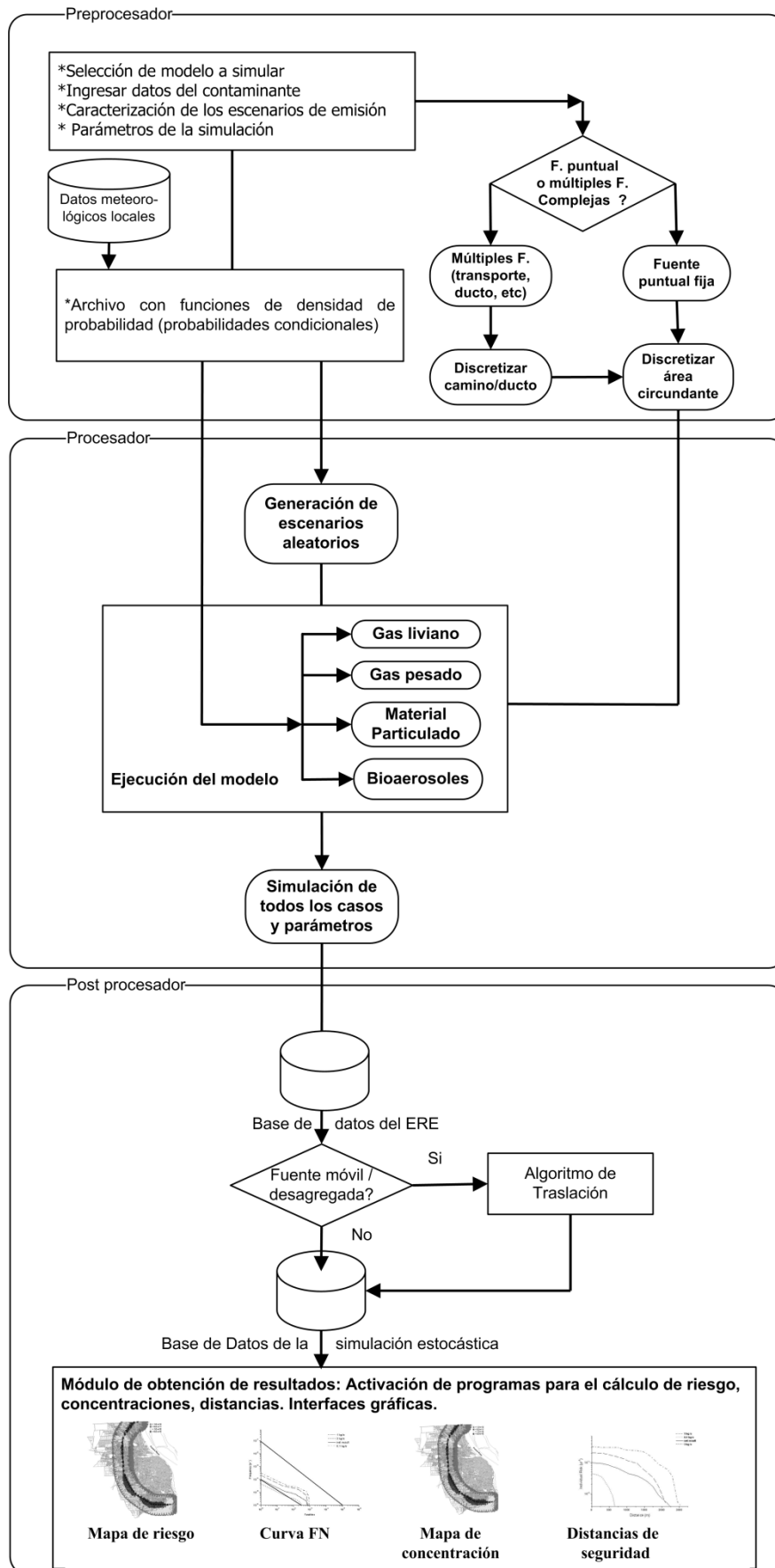


Figura 2.10: Módulos de cálculo de STRRAP.

Disponiendo de toda la información de entrada necesaria, el simulador está en condiciones de llevar a cabo todas las pruebas establecidas, mediante el método Monte Carlo, y según los escenarios definidos, para el *Emisor de Referencia Estocástico (ERE)*. Así se obtiene, para cada prueba o tirada aleatoria, la concentración de contaminante en cada punto de la grilla afectado por el *ERE*. Luego se aplica el *Algoritmo de Traslación* y se ejecutan las subrutinas de almacenamiento y presentación de resultados según los requerimientos del usuario.

Toda la información obtenida mediante la simulación se almacena en hipermatrices, que se vinculan a varias subrutinas o programas auxiliares desarrollados para calcular los valores de riesgo, distancias de seguridad, y la distribución de concentraciones para una zona determinada. Los resultados se pueden representar en forma gráfica, haciendo más fácil la tarea del usuario en cuanto a la interpretación de los resultados. El usuario puede seleccionar cuáles resultados quiere visualizar y cuáles no, y si desea la impresión de los mismos o solamente verlos en pantalla.

En caso de tratarse de una fuente móvil (transporte) o múltiples fuentes desagregadas (ductos o varios equipos iguales y en las mismas condiciones de operación), se ejecuta la subrutina del algoritmo de traslación, que permite obtener los histogramas de concentración para todos los puntos vulnerables en el área bajo estudio, considerando las contribuciones de todos los emisores definidos por la geometría y el tramo de ruta, camino, tubería o equipos analizados.

Como se ha mencionado en la Sección 2.6, el 90 percentil de la distribución de distancias entre el emisor y los puntos receptores se determina mediante otra subrutina de cálculo, a los efectos de obtener las zonas de impacto o distancias operativas. Con el propósito de ganar espacio de memoria y tiempo de procesamiento se optimizó la subrutina en cuanto a la manipulación y el tratamiento de la información. Además, para que los modelos admitan otras variantes como dispersión de material particulado, virus, y fuentes emisoras caracterizadas por distintos parámetros (diámetros, inventarios, etc.) se generalizó la estructura y la lógica de programación.

Por otro lado, y para definir un valor representativo del riesgo en cada punto receptor de la grilla, a partir del histograma de concentraciones obtenido, se elaboró una nueva subrutina para trazar un mapa de riesgo, donde cada punto del mapa se colorea de un color diferente de acuerdo al nivel de riesgo que lo caracteriza. Para ello se adoptaron distintos criterios (90 percentil, valor máximo, promedio, etc.) según el análisis estadístico de la varianza de la distribución, según lo discutido en la Sección 2.2.

Cabe destacar, que dicha subrutina tiene incorporado un algoritmo de conversión de coordenadas que permite exportar los resultados obtenidos a un Sistema de Información Georreferenciado.

Para la obtención de la curva F-N (riesgo social) se desarrolló una subrutina que aplica la ecuación Probit de las sustancias para las que se disponen de los parámetros necesarios. Además, la subrutina admite la opción de incorporar nuevas funciones a medida que nuevas investigaciones las generen, y las reporten en la literatura abierta. En los Anexos II a V se adjuntan los códigos fuente (en MatLab) correspondientes a los módulos de cálculo de STRRAP.

En los siguientes casos de estudio (y para la actual versión de STRRAP (STRRAP 2.0)) se pueden visualizar las diversas ventanas o interfaces de usuario que permiten obtener los mapas de concentraciones, los mapas de riesgos y las curvas F-N, para gases tóxicos y líquidos volátiles provenientes de distintos tipos de fuentes de emisión, de acuerdo a cada una de las etapas descriptas en esta sección.

2.8 CASOS DE ESTUDIO.

2.8.1 FUGA DE UN LÍQUIDO TÓXICO VOLÁTIL DESDE UNA FUENTE FIJA PUNTUAL

Son numerosos los escapes o fugas de líquidos volátiles, con características altamente peligrosas, registrados en diversos equipos de industrias de procesos. El metanol, por ejemplo, es una sustancia ampliamente utilizada en la industria como disolvente y materia prima en la fabricación de diversos productos. Es un producto tóxico capaz de provocar daños irreversibles para la salud. El ERPG-1 es de 200 ppm (262.08 mg/m³), el ERPG-2 1000 ppm (1310.43 mg/m³), y el ERPG-3 5000 ppm (6552.15 mg/m³). Por otro lado, al ser considerado como inflamable de primera categoría, las condiciones de almacenamiento y transporte deberán ser extremas. Además, es altamente volátil, lo que aumentaría el riesgo de incendios o de explosiones. En vista de estas características químicas y toxicológicas, y los registros de accidentes que involucran al metanol, se seleccionó como caso de estudio un escape de dicha sustancia, originado por la ruptura accidental de un tanque de almacenamiento en una instalación hipotética.

Interesa obtener gráficamente los mapas que muestren las distribuciones de concentraciones y los niveles de riesgo individual (mapas de iso-riesgo) asociados a la sustancia peligrosa bajo análisis, así como la curva F-N asociada al posible accidente.

Como se mencionó en la Sección 2.4, deben establecerse las variables estocásticas significativas que determinarán los escenarios aleatorios.

Los caudales de fuga son inciertos, por lo que las distribuciones de probabilidades de fuga para tanques de almacenamiento atmosféricos se construyen a partir de datos de accidentes provistos por la bibliografía (API, 2000). Para los tiempos de fugas correspondientes a la distribución de caudales mencionados (que varían entre 10 min y 60 min), se asume que la probabilidad de que ocurra una fuga instantánea (puff) debido a la ruptura total del contenedor es muy baja, por lo que se considera en todos los casos una fuga continua. El tiempo de exposición (Δt), que se asume igual al de emisión, variará entre 10 min y 60 min, correspondiéndose con los distintos escenarios de fuga y sus probabilidades.

Por otro lado, considerando las características geográficas y meteorológicas de la región en estudio y las características de la sustancia involucrada, se puede asumir que la influencia de la presión atmosférica, la temperatura y la humedad relativa no son significativas para la determinación de los histogramas de concentración como efecto de su difusión, en relación a los efectos de la velocidad y dirección del viento y la estabilidad atmosférica. De esta manera, se adoptan los valores más representativos de la temperatura, presión y humedad para la zona y horizonte de tiempo seleccionado (en este caso se toma una base anual), mientras que las otras variables meteorológicas se consideran estocásticas. Estas hipótesis, reducen considerablemente el tiempo de cómputo sin afectar la exactitud en la estimación del riesgo y las distancias de intervención. Las distribuciones de velocidad y dirección del viento y de estabilidad atmosférica se establecen siguiendo la jerarquía descrita en la Sección 2.4, y corresponden a datos meteorológicos históricos de la última década. Este conjunto de distribuciones jerárquicamente ordenadas, así como las distribuciones de caudales de fuga se ingresan al pre-procesador de STRRAP para obtener los histogramas de cada parámetro estocástico. Estos histogramas se utilizarán luego por la subrutina de generación de casos aleatorios, para la obtención de los vectores de entrada al módulo de cálculo del Procesador. La Figura 2.11 permite apreciar los histogramas de velocidad y dirección del viento, y de estabilidad atmosférica para una base de tiempo anual.

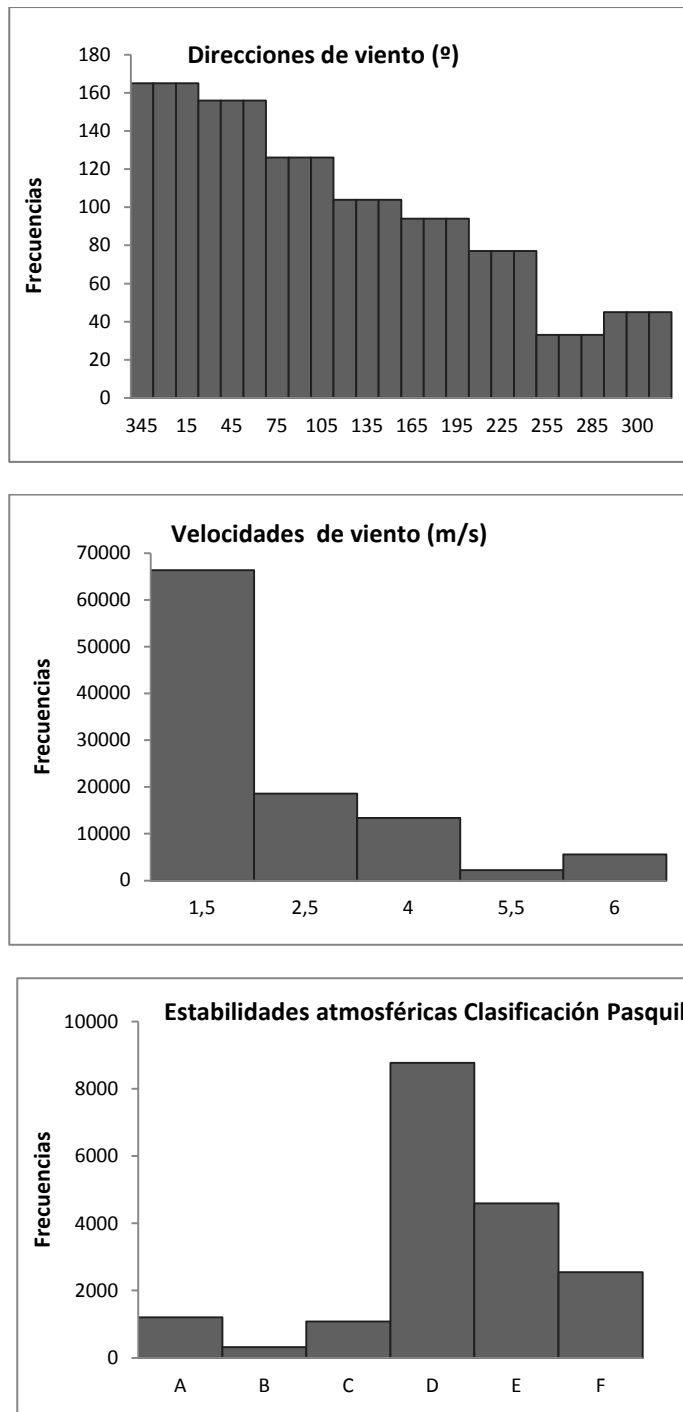


Figura 2.11: Histogramas de las tres variables meteorológicas estocásticas adoptadas.

El software permite al usuario variar el número de simulaciones que se corresponden con el número de escenarios estocásticos que el programa generará. Se recuerda que en cada simulación se varía la condición meteorológica sujeta a los cambios que se definen para dichas variables estocásticas así como el caudal de fuga (generación de números aleatorios). Se encontró para este caso, y es un valor que se repite para otros casos de estudio, que 2000 simulaciones son suficientes para aproximar adecuadamente

los histogramas de concentración a las funciones de densidad de probabilidades, dado que un número mayor no produce variaciones apreciables en los histogramas de salida generados por el modelo.

El número y tamaño del reticulado de la grilla (j, k) se seleccionan de acuerdo a la variabilidad de la densidad poblacional, zonas críticas (hospitales, escuelas, etc.) y grado de exactitud requerida para el cálculo del riesgo. En este caso, se selecciona un área de análisis de 500 m x 500 m, y para la generación de la grilla se adoptan rectángulos de 20 m x 20 m con su correspondiente matriz de receptores (coordenadas).

El criterio de salud empleado en este caso de estudio (1310.43) es el valor correspondiente al ERPG-2, expresado en mg/m^3 .

Las Figuras 2.12 y 2.13 muestran las interfaces de ingreso de datos a STRRAP que van desde la selección del modelo que se desea ejecutar (que es función de la sustancia y el tipo de problema a resolver), hasta la especificación de todos los parámetros y propiedades necesarios para definir completamente el presente ejemplo de aplicación.

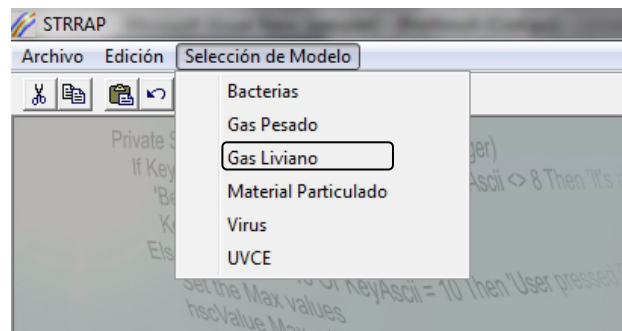


Figura 2.12: Interfaz de entrada de datos (selección del modelo).

Cabe aclarar que el caudal de fuga es, en este caso, la masa evaporada por unidad de tiempo proveniente del charco formado alrededor del contenedor dañado. Lo que en el formulario de ingreso de parámetros de emisión se indica como diámetro de chimenea, representa en realidad el área del charco formado a nivel del suelo, el cual puede ser estimado a partir del caudal de fuga, la densidad del líquido y altura del charco (ver Ec. 5.2).

Una vez ingresada toda la información que caracteriza al accidente y a las condiciones de fuga, se activa el procesador o módulo de cálculo que realiza las simulaciones mediante las cuales se obtienen los histogramas de concentraciones de metanol en aire para todos los puntos vulnerables en el área bajo estudio. La secuencia de

cálculo en el procesador sigue el orden y las ecuaciones explicadas en las Secciones 2.2 a 2.6.

Los mapas de riesgo en el área de interés se obtienen mediante las dos alternativas propuestas en la Sección 2.2, incorporadas en los modelos de cálculo de consecuencias del sistema.

The screenshot shows the STRRAP software interface with a menu bar (Archivo, Editar, Selección del modelo) and a toolbar. The main window is titled 'Gases livianos' and contains several input fields organized into sections:

- Propiedades del gas:**
 - Nombre: Metanol
 - Conc. Límite 24 hs. [mg/m3]: 1013
 - Conc de fondo. [mg/m3]: 0
- Parametros de simulación:**
 - Número de simulaciones: 2000
 - Distancia de interés [m]: 500
 - Delta X [m]: 20
 - Altura del receptor [m]: 1.6
 - Términos de la serie infinita: 4
 - Temperatura [K]: 293
- Parametros de emisión:**
 - Altura de la chimenea [m]: 0
 - Diametro de la chimenea [m]: 45.84
 - Vel. de salida de gases [m/s]: 4.9
 - Temperatura de salida [K]: 293
 - Caudal [mg/ s]: 2299111.819
 - Coordenada X: 0
 - Coordenada Y: 0
- Parametro de dispersión:**
 - Pasquill
 - Briggs
 - EPA

A 'siguiente' button is located at the bottom center of the input area.

Figura 2.13: Interfaz de entrada de datos (características de la sustancia y de la emisión).

La Figura 2.14 muestra el mapa de *iso-riesgo* para el caso de estudio utilizando la *Opción A* (ver Sección 2.2), partiendo del 90 percentil de la distribución de concentraciones como parámetro representativo para el cálculo del riesgo en cada punto receptor. La escala de los niveles de riesgo se muestra a la derecha de la figura.

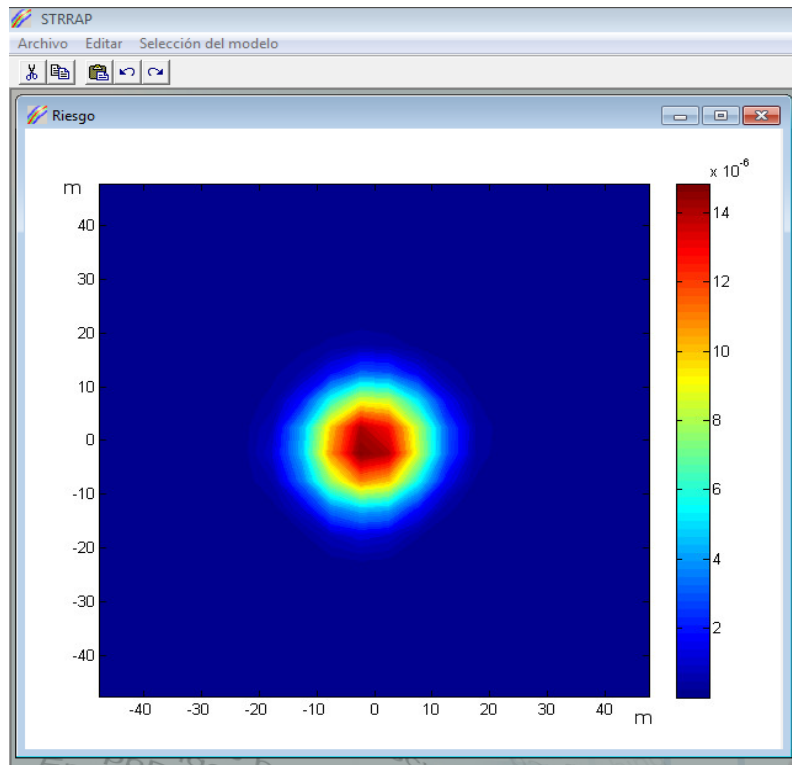


Figura 2.14: Interfaz de salida de resultados (mapa de riesgo con metodología opción A).

En la Figura 2.15 se ve representado el mapa de distribución del riesgo para el mismo caso de estudio utilizando la *Opción B* (ver Sección 2.2), estableciéndose el 90 percentil como el valor de riesgo representativo de la distribución de riesgos en cada receptor.

Como se puede apreciar en las Figuras 2.14 y 2.15, los valores de riesgo obtenidos a través de la *metodología B* suministra resultados más conservadores que aquellos de la *Opción A*, por lo que de aquí en adelante, se utilizará la segunda opción en todos los casos en que se requiera evaluar el riesgo en un punto dado.

Los análisis estadísticos de las distribuciones de concentraciones y de riesgos sobre diversos puntos receptores, mostró que las distribuciones de concentración presentaban mayor dispersión (desvío estándar) respecto de la media, por lo que se decidió seleccionar un valor representativo (el 90 percentil) sobre la distribución cuyo desvío estándar es menor.

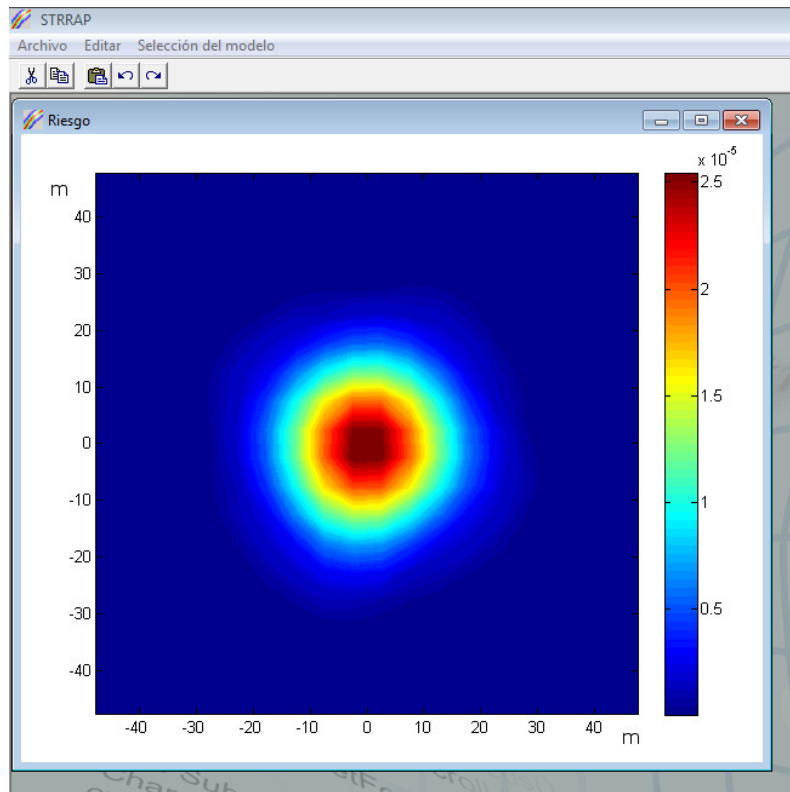


Figura 2.15: Interfaz de salida de resultados (mapa de riesgo con metodología opción B).

Para la obtención de las curvas F-N, se incorporaron las ecuaciones correspondientes al método Probit, según lo expuesto en las Secciones 2.2 y 2.3. Para el metanol la función Probit es (TIPs, 2009):

$$Y = -20.41 + \ln(C^2 \Delta t) \quad (2.9)$$

La Figura 2.16 muestra la curva F-N obtenida mediante la utilización del software STRRAP. La misma permite visualizar el número de fatalidades y su frecuencia acumulada, así como los límites de la región de tolerabilidad del riesgo definidos según el criterio ALARP. Como puede observarse, una parte de la curva supera el límite superior de la zona ALARP, mientras que el resto se encuentra en la región de riesgo tolerable, por lo que para las condiciones del caso resulta conveniente aplicar medidas correctivas para reducir los niveles de riesgo, al menos dentro de los límites de tolerabilidad.

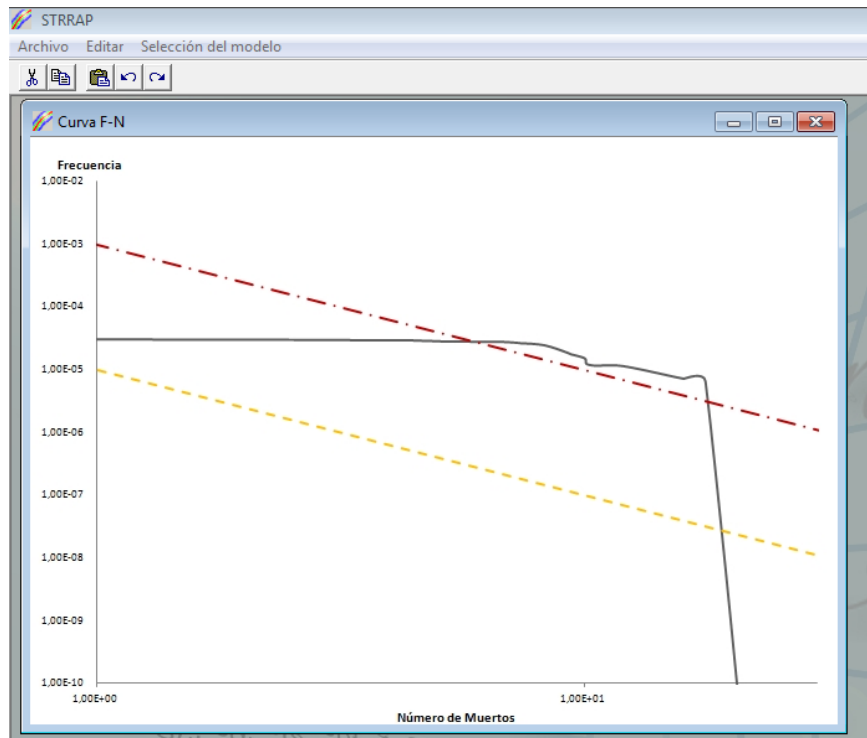


Figura 2.16: Interfaz de salida de resultados (Curva F-N).

2.8.2 FUGA DE UN GAS TÓXICO EN UN ACCIDENTE EN TRANSPORTE

Los accidentes en carretera debido al transporte de materiales peligrosos se han incrementado globalmente en las últimas décadas y continúa la tendencia (Planas-Cuchi et al., 1997). Por ejemplo, en la última década, el transporte de mercancías en la avenida circunvalación de la ciudad de Rosario se incrementó notablemente con respecto a la anterior. Dicha avenida atraviesa áreas de la ciudad densamente pobladas y zonas críticas (supermercados, escuelas, etc.), por lo que un estudio de las potenciales consecuencias debido a los accidentes catastróficos que implican sustancias peligrosas a lo largo de la misma es de sumo interés para los organismos municipales y provinciales. Algunas de las sustancias transportadas son gasolina, GLP, amoníaco, dióxido de azufre y cloro. En vista de las magnitudes de volumen transportadas, de la toxicidad de las sustancias, y de la cuantiosa información disponible en la bibliografía acerca de incidentes que involucran Cl_2 , tanto en instalaciones fijas como en el transporte del mismo, se seleccionó como caso de estudio un escape de Cl_2 , originado por la ruptura de una cisterna que transporta dicha sustancia en un hipotético accidente, en la circunvalación de la ciudad de Rosario.

Como en el caso anterior, se ingresan a STRRAP los datos relacionados con los escenarios potenciales asociados al derrame. Para este caso no se dispone de una distribución de probabilidad de caudales o de los datos necesarios para construirla, por lo

que se utiliza una aproximación a la misma, mediante un árbol de eventos basado en los datos tomados de la bibliografía (FMCSA: Federal Motor Carrier Safety Administration, 2001), correspondientes a la Clase 2 – Div. 2.3 – Accidentes con gases venenosos; ya que como se mencionó, es necesario trabajar con escenarios representativos. Para este árbol de eventos, se adoptaron tres escenarios, caracterizados fundamentalmente por sus tasas de emisión o caudales que se ingresan al sistema y cuyos resultados se ponderan de acuerdo a las respectivas frecuencias de cada rama del árbol.

La probabilidad condicional de cada rama se obtiene multiplicando la probabilidad de fuga por la probabilidad de cada evento (emisión pequeña, mediana, grande y fuga total), tal como lo indica la Figura 2.17. También en este caso se asume que ocurre una fuga continua, y que la emisión tendrá lugar al menos durante 60 minutos, que de acuerdo a las definiciones de los distintos ERPGs, es el tiempo máximo al que pueden estar expuestos los individuos sin experimentar los daños asociados a dichos criterios; y tiempo en el que se supone serán tomadas medidas de mitigación (por ejemplo, de evacuación). Por lo que este será el valor asignado al tiempo de exposición (Δt) para todos los caudales.

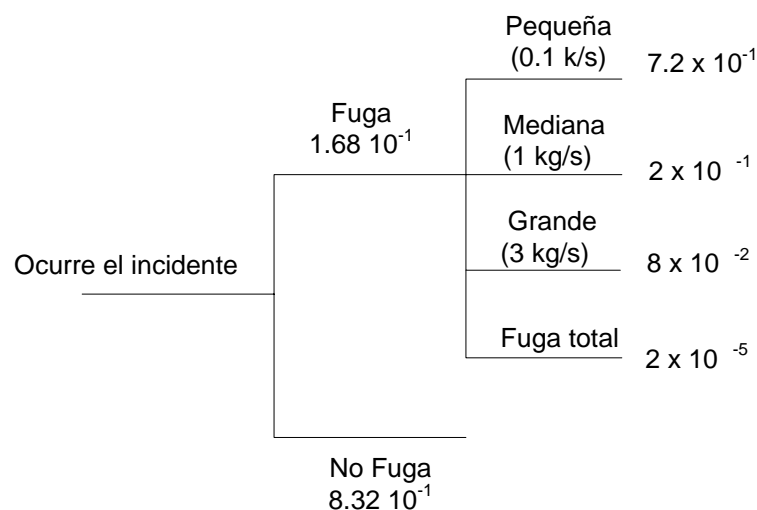


Figura 2.17: Árbol de eventos para una fuga continua con tres posibles caudales.

En este caso, el horizonte de tiempo para efectuar el análisis estadístico, también se toma en base anual. En forma similar al caso de la fuga de metanol, se asume que el efecto de la presión atmosférica, la temperatura y la humedad relativa no son significativos en la dispersión del cloro, en relación a los efectos de la velocidad y dirección del viento y la estabilidad atmosférica. Las distribuciones de velocidades y

direcciones del viento y de estabilidades atmosféricas corresponden a datos meteorológicos históricos de la región de la última década.

El número de simulaciones estocásticas (números de escenarios aleatorios) adoptadas en este caso también es de 2000.

Por otro lado, se halló que una discretización de la ruta en segmentos (ΔL_{Ri}) de aproximadamente 200 metros da una buena estimación de las distribuciones de concentraciones (Santa Cruz et al., 2002; Godoy, 2005). Lógicamente, una partición más pequeña de los segmentos (por ejemplo, 50 metros), producirá histogramas de concentraciones más precisos, pero el esfuerzo computacional crece considerablemente.

Dada la longitud de la avenida de circunvalación de Rosario, se la particiona en segmentos de aproximadamente 200 m de longitud, que representan en la zona bajo análisis 41 potenciales puntos de emisión distribuidos a lo largo de dicha avenida.

Se seleccionó un área de análisis de 5000 m x 5000 m, y rectángulos de 100 m x 100 m para generar el reticulado de la grilla (j,k) y su correspondiente matriz de receptores (coordenadas).

El criterio de salud empleado en este caso de estudio (8.49) es el valor correspondiente al ERPG-2, expresado en mg/m^3 .

Las Figuras 2.18 a 2.20 muestran algunas de las interfaces de ingreso de datos a STRRAP que muestran la especificación de todos los parámetros adoptados, necesarios para definir completamente el presente caso de estudio.

Cabe aclarar que estos formularios difieren de los mostrados en la Sección 2.8.1, debido a que la dispersión de la sustancia involucrada en este caso de estudio (Cl_2) debe ser simulada con un modelo para gases más densos que el aire, lo cual requiere de información adicional y en un arreglo diferente de los datos con respecto a los utilizados en modelos de dispersión de gases livianos como el empleado en la fuga de metanol.

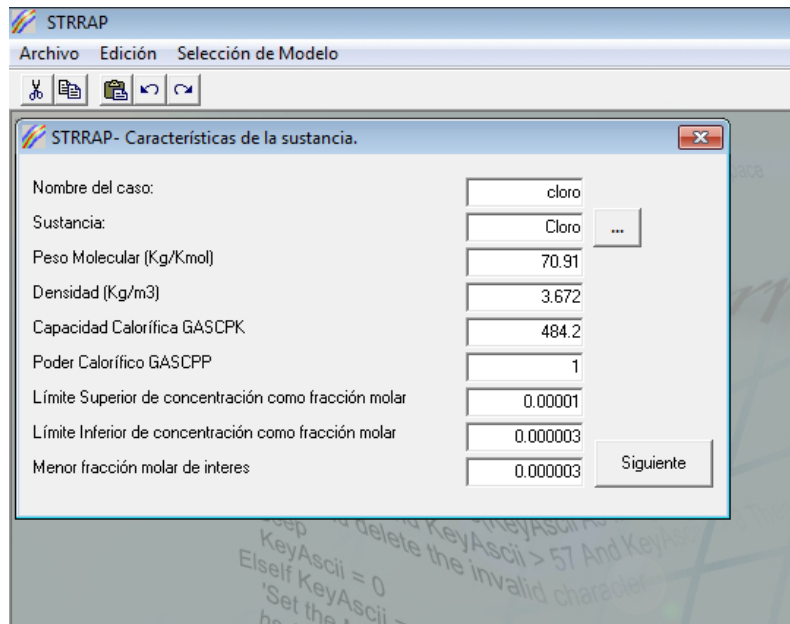


Figura 2.18: Interfaz de entrada de datos (características de la sustancia).

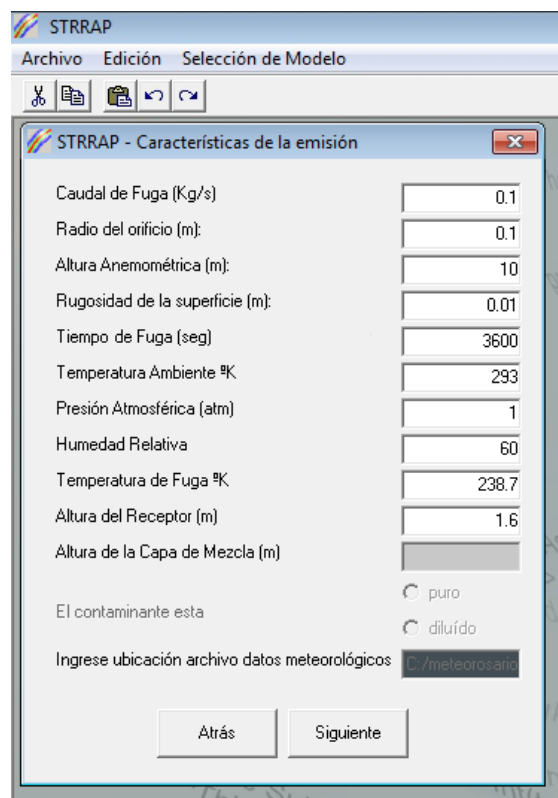


Figura 2.19: Interfaz de entrada de datos (características de emisión).

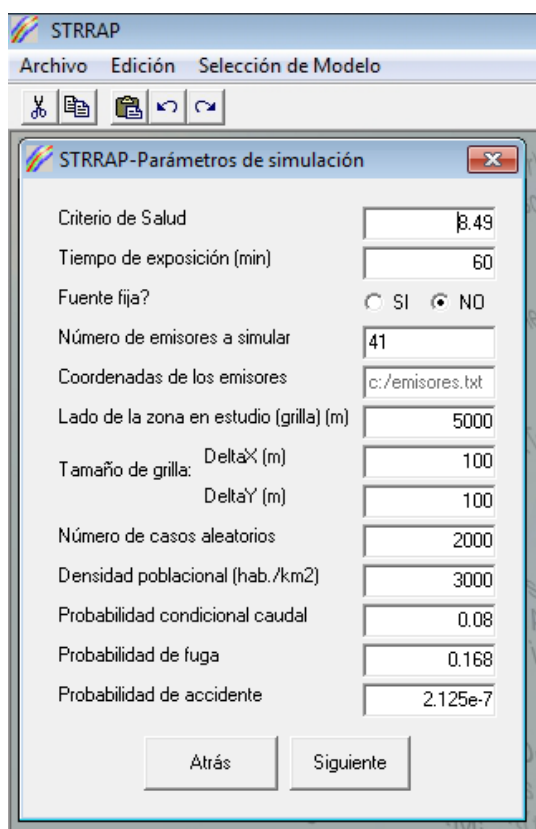


Figura 2.20: Interfaz de entrada de datos (Otros parámetros de interés).

Una vez ingresada toda la información que caracteriza al accidente y a las condiciones de fuga, se activa el procesador o módulo de cálculo que realiza las simulaciones mediante las cuales se obtienen los histogramas de concentraciones de Cl_2 para todos los puntos vulnerables en el área bajo estudio, considerando las contribuciones de todos los emisores a lo largo del recorrido de la cisterna.

La distribución del riesgo en el área de interés se obtiene mediante la *Opción B* propuesta en la Sección 2.2. La Figura 2.21 muestra el mapa de distribución de riesgo a lo largo de la ruta analizada para el presente caso en estudio.

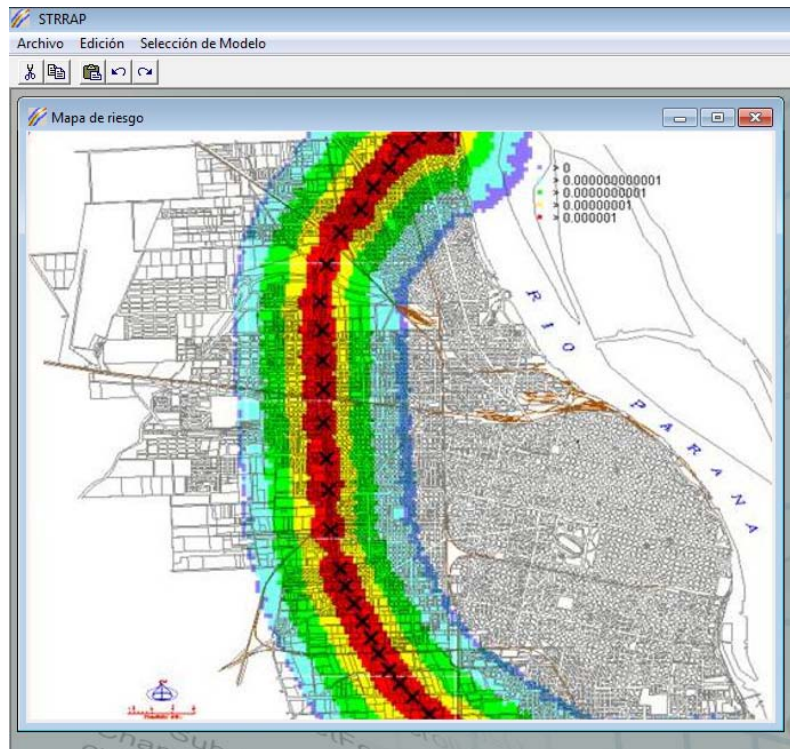


Figura 2.21: Interfaz de salida de resultados (mapa de riesgo en accidente en transporte).

2.8.3 MAPAS DE RIESGO BASADOS EN LA DEFINICIÓN DE ZONAS DE IMPACTO

En esta sección se presenta el cálculo de riesgo basado en los cálculos de *zonas o distancias de afectación o impacto* para el caso de estudio presentado en la Sección 2.8.1. (fuga de un líquido tóxico volátil desde una fuente fija puntual). Los parámetros de la simulación y la definición de los escenarios son los mismos a los adoptados en dicho caso de estudio.

Aquí se definen zonas de impacto vinculadas a ciertos niveles de riesgo. Esto es, interesa determinar las zonas o regiones donde las personas pueden estar expuestas a un riesgo para el que exista una dada probabilidad de consecuencias fatales. Por ejemplo, interesa en este caso mostrar tres regiones en el área afectada, llamadas Zona A, Zona B y Zona C. La Zona A representa a aquellos puntos donde existe un 10% de probabilidad de muerte de los individuos situados allí. La Zona B determina a los receptores donde el riesgo es tal que existe una probabilidad de muerte del 50 %, y la Zona C, define un nivel de riesgo del 99 % de probabilidad de muertes.

Para identificar estas regiones en la zona en estudio, se filtran los resultados de las simulaciones según los niveles de concentración del contaminante en cada punto receptor. El criterio de búsqueda o criterio de corte que determina los distintos niveles, se obtiene

mediante un recorrido hacia atrás en la ecuación Probit para el metanol. Esto es, si lo que interesa es un nivel de riesgo cuya probabilidad de muerte es un 99 %, debe determinarse el valor de concentración que provocaría un daño de tales características.

Las concentraciones y tiempo de exposición correspondientes a los niveles definidos en este caso se muestran en la Tabla 2.1.

Tabla 2.1. Zonas de riesgo: Concentración – tiempo de exposición

t (min): 60	Probabilidad de muertes (1 %)	Probabilidad de muertes (10 %)	Probabilidad de muertes (50 %)	Probabilidad de muertes (99 %)
Concentración (mg/m ³)	13.288,49	22.405,28	42.525,16	136.080,48

La siguiente figura permite observar zonas de impacto en función de los niveles de riesgo aquí definidos para el caso de una fuga puntual y continua de metanol, en las condiciones enunciadas en la Sección 2.8.1. Esta constituye otra forma de interpretar y representar el riesgo ante determinado escenario accidental.

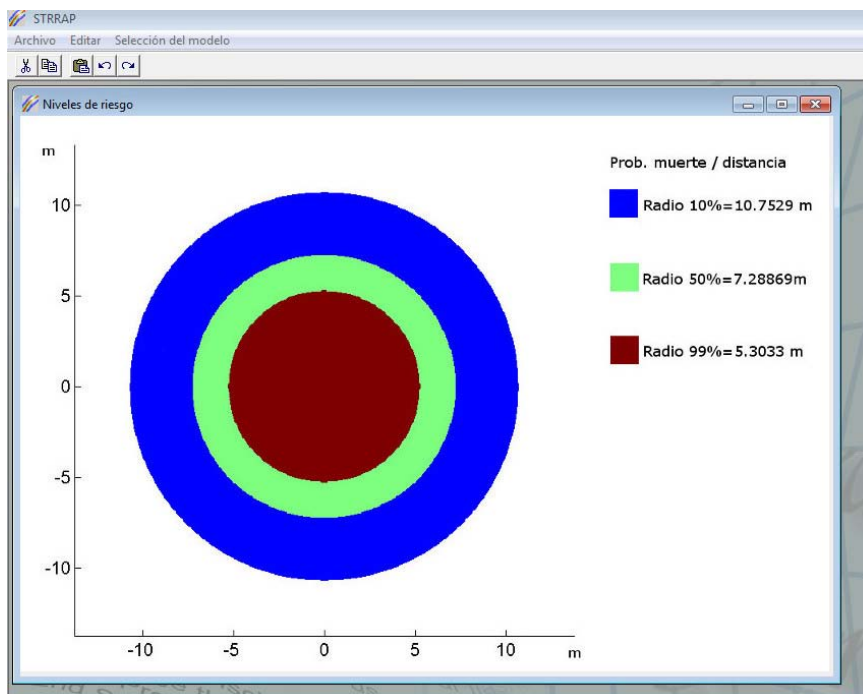


Figura 2.22: Mapa de riesgo para fuga puntual de metanol – Otro enfoque.

2.9 CONCLUSIONES

En este capítulo se describe la metodología adoptada para el cálculo del riesgo individual ante escenarios accidentales estocásticos, que puede ser aplicada tanto a fuentes de emisión fijas (tanques de almacenamiento, chimeneas) como móviles (transporte de materiales peligrosos) y desagregadas. En el último caso, se utiliza el concepto de Emisor de Referencia Estocástico, *ERE*, y la aplicación de un algoritmo de compresión de datos llamado *Algoritmo de Traslación*. Así, la simulación estocástica se lleva a cabo para el *ERE* reduciéndose considerablemente el esfuerzo computacional.

También se discutió en la Sección 2.3, la metodología de obtención de la Curva F-N, la cual es una herramienta para representar el riesgo social.

Por otro lado, en la Sección 2.6 se define una metodología general para el cálculo de distancias de intervención o impacto, tanto para fuentes móviles como estáticas.

Finalmente, se realiza una descripción general de la arquitectura del sistema informático implementado, *STRRAP*, y de cada uno de los módulos de cálculo que lo componen. Se presentan además, mediante diversos casos de estudio, algunas de las aplicaciones generadas en este trabajo para el cálculo de riesgos y de distancias de impacto. Asimismo, a través de los casos presentados, se discuten alternativas de cálculo de riesgos y se compararan los resultados obtenidos.

DETERMINACIÓN DE DISTRIBUCIÓN DE CONCENTRACIÓN Y DISTANCIAS DE AFECTACIÓN DE MATERIAL PARTICULADO EN AIRE CONSIDERANDO VARIABILIDAD ESTOCÁSTICA

3.1 INTRODUCCIÓN

Es sabido que producida una emisión de contaminantes, los mismos pueden ser arrastrados por el viento, dispersándose, o depositarse en el suelo por gravedad.

El término material particulado (PM de sus siglas en inglés) hace referencia a una mezcla compleja de partículas sólidas o líquidas suspendidas en el aire, con propiedades físicas y químicas diferentes. Dichas partículas suelen encontrarse presentes en diferentes tamaños, en rangos que pueden variar desde partículas gruesas, finas o ultrafinas.

Numerosos estudios revelaron que la exposición crónica a bajas concentraciones de partículas durante largos períodos de tiempo, tiene un importante efecto negativo sobre la salud de las personas (Hinds, 1999; Ebelt et al., 2000; Lippmann, 2007). En efecto, las partículas con diámetros en el orden de los 2.5 y 10 μm pueden llegar a los pulmones, y aquellas con diámetros menores o iguales a 2.5 μm pueden atravesar los alveolos y llegar así al torrente sanguíneo. En efecto, la proteinosis alveolar pulmonar se asocia a una variedad de polvos minerales, cementíceos y de madera (ACGIH, 2001). El óxido de calcio es muy irritante para las membranas mucosas y la piel, ocasionando una liberación local de calor con la subsecuente deshidratación y generación de un producto alcalino a partir de las partículas más pequeñas (ACGIH, 2001).

Esto hace que, en general, el tamaño, la composición y concentración másica de las partículas sean las propiedades sobre las que se centre más la atención.

La combustión de combustibles fósiles como carbón, aceites y petróleo suelen generar partículas gruesas que se liberan de los materiales no combustibles que los componen, cenizas, partículas finas y las llamadas partículas secundarias. Si bien en las plantas de potencia se controla la emisión de partículas por medio de precipitadores electrostáticos de alta eficiencia, una considerable cantidad de partículas se emiten a la atmósfera las que son dispersadas por el viento. Además, siempre existe la posibilidad de que ocurran emisiones accidentales que involucren material particulado de cualquier parte

del proceso, resultando su estudio una parte importante del análisis de riesgos en plantas de potencia, químicas y nucleares.

Existen en la literatura una gran cantidad de trabajos acerca de modelos de dispersión. Por ejemplo, en el trabajo de (Holmes y Morawska, 2006), se hace una revisión de los diferentes modelos de dispersión de partículas utilizados que incluyen los modelos de caja, los modelos Gaussianos, y los Lagrangianos/Eulerianos, mostrando sus limitaciones respecto a las escalas y a los procesos involucrados.

Algunos trabajos proponen módulos complejos que permiten modelar la formación de partículas secundarias debido a reacciones químicas entre los contaminantes primarios. Otros, presentan un análisis riguroso en relación a la dinámica de las partículas en ambientes abiertos o zonas urbanas.

En el trabajo de (Cyrus et al., 2005), se comparan las mediciones de los niveles en aire de NO_2 y $\text{PM}_{2.5}$ con los valores estimados por dos tipos de aproximaciones: por un lado utilizaron un modelo de regresión y por otro un modelo basado en la ecuación de la pluma Gaussiana.

En todos los trabajos se destaca la importancia del tamaño de las partículas, la altura de la chimenea, la topografía del lugar y las condiciones meteorológicas.

Como se ha expuesto en el Capítulo 1, se considerará el comportamiento aleatorio de las variables meteorológicas velocidad y dirección del viento y clase de estabilidad atmosférica, a través de sus funciones de probabilidades, para estimar las distribuciones de concentraciones máxicas de PM y las distancias de afectación.

Por otro lado, el problema será abordado desde el punto de vista de las emisiones de contaminantes primarios, no considerándose la formación de partículas secundarias por reacción ni por otro proceso dinámico de las partículas. No obstante, para considerar fenómenos más complejos, podrían incorporarse los módulos pertinentes al sistema y ser abordados según la metodología de cálculo propuesta en este trabajo. Sin embargo, deberían conocerse detalladamente los distintos parámetros involucrados para justificar el uso de un modelo más riguroso.

En las siguientes secciones se expondrán los principales aspectos de la metodología propuesta para la determinación de las distancias de impacto ante la dispersión de PM, así como la implementación computacional y los resultados de diversas simulaciones de casos particulares.

3.2 MODELOS DE DISPERSIÓN

Existen numerosos modelos de dispersión en aire, ampliamente reconocidos y muy eficientes dentro de los rangos de validez definidos y si se dispone de adecuados datos de entrada a los mismos. El modelo convencional de tipo Gaussiano es reconocido como muy adecuado para estimar la concentración de $PM_{2.5}$ y PM_{10} en ambientes no confinados, para tiempos promedios extensos y para distancias de unos pocos kilómetros (Holmes y Morawska, 2006).

En este trabajo se utiliza un algoritmo basado en el modelo de la pluma Gaussiana para modelar la dispersión de material particulado, considerando los mecanismos de difusión y advección de contaminantes primarios. En el modelo se contemplan los efectos de elevación sobre el nivel del terreno, y deposición de las partículas por acción gravitatoria. Debido a este último efecto, cuando las partículas alcanzan la superficie terrestre, en general, no son reenviadas a la atmósfera por el viento, pudiéndose despreciar los términos de reflexión a nivel del suelo de dichas partículas. También se desprecian los efectos de reflexión en la capa atmosférica reflectante debido a la inversión térmica. No obstante, se realiza el cálculo de la altura de capa de mezcla, pues si la altura de la fuente de emisión la supera, se asume que la pluma penetra completamente dicha capa, y la concentración a nivel del suelo es igual a cero.

Por otro lado, no se tendrán en cuenta los efectos que puedan ocurrir dentro del penacho tales como reacciones químicas, fenómenos de nucleación, coagulación o condensación.

En este contexto, el modelo implementado resulta adecuado para partículas cuyo diámetro se encuentre entre 0.1 y 20 μm . Dentro de este rango (submicrométrico – micrométrico) se puede considerar que las partículas tienen idéntico comportamiento que el gas que las arrastra. Esto es consistente con los casos de interés práctico en evaluaciones ambientales de calidad de aire (rangos entre 2.5 a 10 μm).

Una limitación que presenta el modelo Gaussiano es la sobreestimación de las concentraciones en condiciones de viento calmo (Vardoulakis et al., 2003; Holmes y Morawska, 2006).

A pesar de estas simplificaciones, el modelo Gaussiano es muy bien aceptado para fines regulatorios y en análisis de riesgos ambientales de plantas de potencia, y lo más interesante, no posee requerimientos computacionales significativos, de tiempo o potencia de cálculo (EPA, 1995b; Lorber et al., 2000). Esto es muy importante para el cálculo de distancias de seguridad o distancias de afectación desde un punto de vista estocástico.

Los parámetros más importantes que afectan la dispersión de las partículas son la velocidad y la dirección del viento, el tipo de estabilidad atmosférica, la altura de la capa de mezcla, y los coeficientes de dispersión vertical y horizontal. En este trabajo, la temperatura, presión y humedad se incluyen en los archivos de entrada al modelo como valores promedios determinísticos en el horizonte de tiempo considerado, dado que su influencia no es relevante en el fenómeno de difusión de particulados. Las variables que se consideran estocásticas en este Capítulo, también se ingresan al modelo en forma de distribuciones de frecuencias, y son la velocidad y la dirección del viento, y la clase de estabilidad atmosférica.

De acuerdo al modelo asumido, la concentración másica de partículas primarias que se emiten a la atmósfera por una fuente puntual, con una tasa de emisión Q_p (mg/seg) y con una velocidad de viento en condiciones estacionarias, u (m/seg), se puede evaluar por medio de:

$$C(x,0,0) = \frac{Q_p}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{h_{ef} - \frac{u_t x}{u}}{\sigma_z} \right)^2 \right] \quad (3.1)$$

$$G(x,0,0) = \frac{u_t Q_p}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{h_{ef} - \frac{u_t x}{u}}{\sigma_z} \right)^2 \right] \quad (3.2)$$

Donde, C es la concentración másica (mg/m^3) a nivel del suelo en un punto situado en las coordenadas $(x,0,0)$ respecto de la fuente, sin considerar la reflexión de las partículas desde el suelo. G es la velocidad de deposición por unidad de área y tiempo (se obtiene multiplicado C por la velocidad de sedimentación de las partículas); h_{ef} es la altura efectiva de emisión, σ_y y σ_z son los coeficientes de dispersión y u_t , es la velocidad de sedimentación de límite.

Cuando se consideran los efectos de concentración de fondo, C_B , la concentración total de partículas, C_p , se obtiene según:

$$C_p = C + C_B \quad (3.3)$$

3.2.1 CALCULO DE LA VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN DE STOKES

Las partículas se caracterizan por la velocidad límite de sedimentación o velocidad de sedimentación de Stokes, u_t , siendo ésta función del tamaño, forma y densidad de las

mismas. Se la puede expresar en función del número de Reynolds y para varios rangos de tamaño de partículas, como se muestra en la Tabla 3.1.

Tabla3.1. Ecuaciones para la velocidad límite de sedimentación

Número de Reynolds	Diámetro	Velocidad de sedimentación
$Re \leq 0.1$	$0.1 \mu\text{m} \leq D_p < 16 \mu\text{m}$	$u_t = k_c \times \frac{gD_p^2(\rho_p - \rho)}{18\mu}$ (Perry y Green, 1997) $k_c = 1 + \frac{2\lambda}{D_p} \left(1.257 + 0.4e^{-\frac{0.55D_p}{\lambda}} \right)$ $\lambda = \frac{\mu}{0.499\rho u_m}$ $u_m = \left[\frac{8R_u T_a}{\pi M_m} \right]^{1/2}$
$Re \leq 0.1$	$D_p \geq 16 \mu\text{m}$	$u_t = \frac{gD_p^2(\rho_p - \rho)}{18\mu}$ (Strauss, 1971) $C_d = \frac{24}{Re}$
$0.1 < Re \leq 1000$		$u_t = \sqrt{\frac{4gD_p(\rho_p - \rho)}{3\rho C_d}}$ (Strauss, 1971) $C_d = \frac{24}{Re} (1 + 0.14 Re^{0.7})$
$1000 < Re \leq 350000$		$u_t = 1.73 \times \sqrt{\frac{gD_p(\rho_p - \rho)}{\rho C_d}}$ (Strauss, 1971) $C_d \cong 0.44$

donde:

ρ_p : densidad de la partícula (Kg/m³)
 C_d : coeficiente de arrastre de la partícula
 D_p : diámetro de la partícula (m)
 u_s : velocidad de sedimentación de Stokes (m/s)
 λ : recorrido libre medio (m)
 μ : viscosidad del gas (kg/ms)
 ρ : densidad del gas (kg/m³)
 u_m : velocidad molecular media (m/s)
 M_m : masa molar del gas (gr/mol)
 T_a : temperatura ambiente(°K)
 R_u : constante de Boltzmann (Joule/ molecule °K)

Si las partículas se emiten desde una chimenea, la tasa de emisión se puede calcular a partir de mediciones de la velocidad de salida del gas y de la concentración de partículas en la cima de la misma, según:

$$Q_p = v_{sg} c_{mp} \frac{\pi d_c^2}{4} \quad (3.4)$$

donde:

Q_p = tasa de emisión de partículas (mg/s)
 v_{sg} = velocidad de salida del gas (m/s)
 c_{mp} = concentración de PM (mg/m³)
 d_c = diámetro de la chimenea (m)

3.2.2 CÁLCULO DE LA ALTURA EFECTIVA DE LA CHIMENEA

Si bien el modelo contempla la emisión de partículas no sólo desde chimeneas, es necesario incorporar todas las ecuaciones que permitan generalizar las aplicaciones, y luego para cada caso en particular se asignan los valores adecuados a las variables, de modo de compatibilizar el modelo con el problema a resolver.

Así, para el caso de partículas emitidas desde chimeneas los modelos utilizan lo que se conoce como altura efectiva de la chimenea, y se suele considerar como la suma de la altura real (h_s) y la elevación por flotación y momento (Δh), siendo ésta última función de la temperatura de los gases emitidos y de las condiciones meteorológicas reinantes.

$$h_{ef} = \Delta h + h_s \quad (3.5)$$

El cálculo de la sobreelevación, se realiza mediante las fórmulas de (Briggs, 1974), que consideran los efectos de momento, flotación y estabilidad atmosférica. En la bibliografía, se suele considerar que la temperatura de gases de salida, T_{sg} , es mucho mayor que la temperatura ambiente, T_a , y que la variabilidad de T_a no afecta demasiado a Δh , asumiendo que predomina la flotación, calculándose la sobreelevación mediante una única expresión:

$$\Delta h = \frac{1.6x_f^{2/3} F_b^{1/3}}{u_s} \quad (3.6)$$

Para el tratamiento de los efectos de flotación así como los de momento, incluyendo un conjunto de ecuaciones que permiten abordar diversas aplicaciones del módulo de dispersión de particulados de STRRAP, se consideran las diferentes combinaciones posibles de estabilidad atmosférica, temperatura del aire, y velocidad y temperatura de salida de los gases.

En la Figura 3.1, se puede observar la secuencia de cálculos y las ecuaciones empleadas para las distintas situaciones a analizar, según sea la combinación de las variables mencionadas.

En dichas ecuaciones, se utiliza el parámetro de flujo por flotación, F_b (m^4/s^3) (Briggs, 1975), y el parámetro de flujo por momento F_m (m^4/s^3) representados por:

$$F_b = \frac{g v_{sg} d_c^2 (T_{sg} - T_a)}{4T_{sg}} \quad (3.7)$$

$$F_m = v_{sg}^2 d_c^2 \frac{T_a}{4T_{sg}} \quad (3.8)$$

donde:

T_{sg} : Temperatura de salida del gas (°K)

T_a : Temperatura del aire (°K)

d_c : diámetro interno de la chimenea (m)

u_s : velocidad del viento a la altura de la chimenea (m)

g : aceleración de la gravedad (m/seg^2)

h_s : altura real de la chimenea (m)

h_c : altura modificada de la chimenea (m)

x_f : distancia de elevación del penacho (m)

h_{ef} : altura efectiva de elevación del penacho (m)

s : parámetro de estabilidad (función del gradiente de temperatura potencial)

3.2.3 EVALUACIÓN DE LOS COEFICIENTES DE DISPERSIÓN

Los valores de los coeficientes de dispersión que aparecen en las ecuaciones que expresan las concentraciones de contaminantes viento abajo de la fuente de emisión, han sido objeto de muchos trabajos de investigación y los parámetros que se utilizan en las diferentes expresiones surgen de numerosos ensayos experimentales. En este trabajo se utiliza la ecuación de Pasquill para estimar dichos coeficientes:

$$\sigma_y = ax^b \quad (3.9.a)$$

$$\sigma_z = cx^d \quad (3.9.b)$$

La Ec. (3.9.b) es válida para distancias entre 100 y 10.000 m.

En la Tabla 3.2 se indican todas las constantes relacionadas a la estabilidad atmosférica, utilizadas en las Ecs. (3.9.a) y (3.9.b).

Tabla 3.2. Constantes para coeficientes de dispersión.

Estabilidad	Coeficientes			
	a	b	c	d
A	0.5270	0.8650	0.2800	0.9000
B	0.3710	0.8660	0.2300	0.8500
C	0.2090	0.8970	0.2200	0.8000
D	0.1280	0.9050	0.2000	0.7600
E	0.0980	0.9020	0.1500	0.7300
F	0.0650	0.9020	0.1200	0.6700

Fuente: (Pasquill, 1974)

3.3 METODOLOGÍA PARA LA DETERMINACIÓN DE LOS MAPAS DE CONCENTRACIÓN DE MATERIAL PARTICULADO Y DISTANCIA DE AFECTACIÓN

3.3.1 ALGORITMO DE CÁLCULO DE CONCENTRACIÓN

Para realizar las simulaciones de emisión de PM, se utiliza un modelo del tipo Gaussiano, tal como se expuso en la Sección anterior.

En la mayoría de los casos de interés práctico, el PM emitido a la atmósfera se compone de partículas de diferentes tamaños, siendo la distribución de tamaños (continua o discreta) el parámetro más importante.

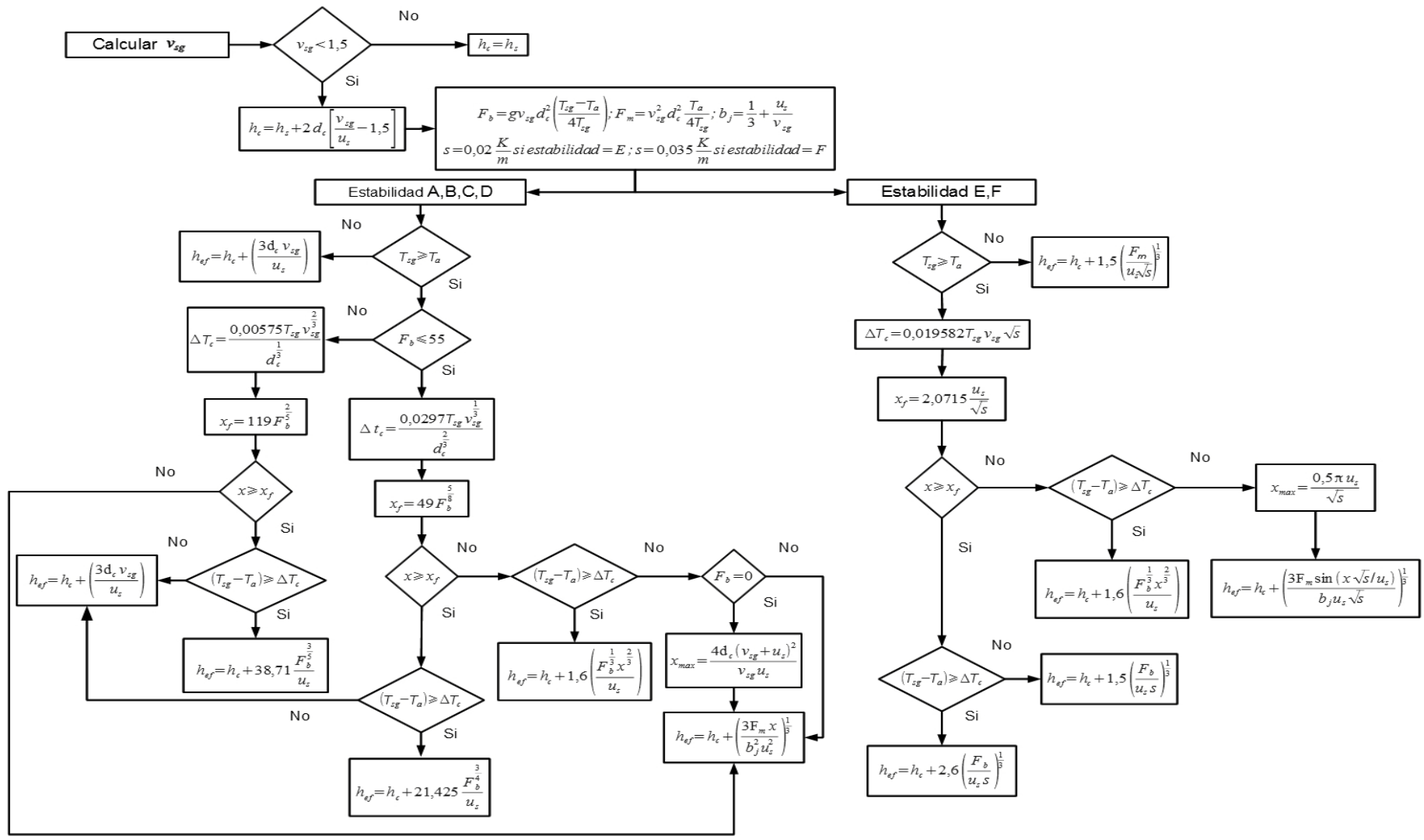


Figura 3.1: Algoritmo para el cálculo de altura efectiva de chimenea.

Considerando una distribución de tamaños discreta, y llamando Z a la cantidad de niveles discretos que la componen, la tasa de emisión de partículas de tamaño z (Q_z en la Ec. (3.10)) se calcula mediante:

$$Q_z = Q_p \times \phi_z \quad (3.10)$$

donde, Q_p es el caudal total másico de partículas, ϕ_z es la fracción másica para el tamaño de partículas correspondiente al rango de tamaño z (dentro de la distribución de tamaño de partículas), y Q_z representa el caudal másico asociado a las partículas de tamaño dentro del rango z .

La concentración total de partículas emitidas, C_{PM} , y la rugosidad superficial, son considerados datos de entrada determinísticos. Los datos de los parámetros atmosféricos, considerados estocásticos en este trabajo, se tratan en el modelo mediante una estrategia Monte Carlo, generándose un número S determinado de pruebas aleatorias.

La velocidad de sedimentación y la altura efectiva de emisión, se determinan en función de las características de las partículas estudiadas y de los escenarios definidos (diámetro de partícula, número de Reynolds, coeficientes de dispersión).

De acuerdo con la metodología general propuesta (ver Capítulo 2), se traza un reticulado sobre el área de interés, asumiendo que cada potencial receptor estará ubicado en el centro geométrico de cada cuadrado de la grilla, representado por sus coordenadas (X_j, Y_k). Con esta información se procede a efectuar la simulación (aplicando para cada escenario el modelo dado por las ecuaciones descriptas), lo cual permite obtener los histogramas de concentraciones másicas de partículas a nivel del suelo sobre cada punto de la grilla o receptor. Como resultado, se obtiene una aproximación a la función de distribución de concentraciones sobre cada receptor, conforme a los datos de entrada establecidos y al horizonte de tiempo considerado (estacional, anual u otro).

Según la Ec. (3.3), si se dispone de información acerca de niveles de concentración de fondo (ya sea dado por un único valor o una función de distribución), ésta puede ser utilizada en la evaluación.

En este Capítulo, la concentración límite para el cálculo de distancias seguras, se define como la concentración de PM por debajo de la cual no se presentan efectos sobre la salud. Se adopta como tal los valores de concentración admisibles de PM para períodos largos provistos por las regulaciones locales.

De acuerdo a su definición, para evaluar la concentración de PM_{10} (C_{T-PM10}), resulta necesario calcular las concentraciones de todas las partículas incluidas en todos los rangos

de tamaños definidos cuyos diámetros, D_p , sean menores o iguales a $10 \mu\text{m}$ ($D_p \leq 10 \mu\text{m}$). Esto es válido para cualquier diámetro X , generalmente representado como PM_X^1 .

En consecuencia, la distribución de concentración másica total para cada receptor $R_{jk}(X_j, Y_k)$ se obtiene a partir de:

$$C_{Ts,j,k} = \sum_{p=1}^z C_{Dp,s,j,k} \quad \forall j, \forall k, s=1, \dots, S, \quad (3.11)$$

donde:

D_p representa el diámetro de partícula para cada nivel de discretización de tamaños, con $p=1, \dots, Z$.

$C_{Dp,s,j,k}$ es la concentración de partículas con diámetro igual a D_p calculado en el ensayo aleatorio s , para el receptor R_{jk} .

$C_{Ts,j,k}$ es la concentración másica total para el ensayo aleatorio s , considerando todo el conjunto de partículas con diámetros $D_p \leq 10 \mu\text{m}$.

Sólo son almacenados en la base de datos de STRRAP, los valores de concentración total ($C_{Ts,j,k}$) que exceden los niveles permitidos por las regulaciones locales (C_{L-PM10}). En efecto, si este procedimiento se repite para cada ensayo aleatorio $s=1, \dots, S$, se puede construir un histograma de C_{T-PM10} utilizando los pares calculados ($C_{T,j,k}$, f), siendo f la frecuencia relativa de ocurrencia del valor de concentración $C_{Ts,j,k}$, respecto al número total de simulaciones del *ERE* (ver Figura 3.2).

En otros términos, si cada prueba aleatoria generada queda definida por el vector de condiciones meteorológicas y frecuencias: (U_s, v_s, e_s, f_s) , donde las componentes de dicho vector representan la dirección del viento, la velocidad del viento, la clase de estabilidad atmosférica y la frecuencia; entonces, el modelo evalúa la concentración correspondiente a cada diámetro de partícula considerado, para cada una de estas condiciones (vectores). Así pues, la concentración total de partículas vendrá dada por el aporte de partículas de cada tamaño; y la frecuencia asociada a esta concentración, es la que corresponde a la de la prueba aleatoria que le dio origen.

¹ PM_X representa todas las partículas con diámetros menores o iguales a $X \mu\text{m}$

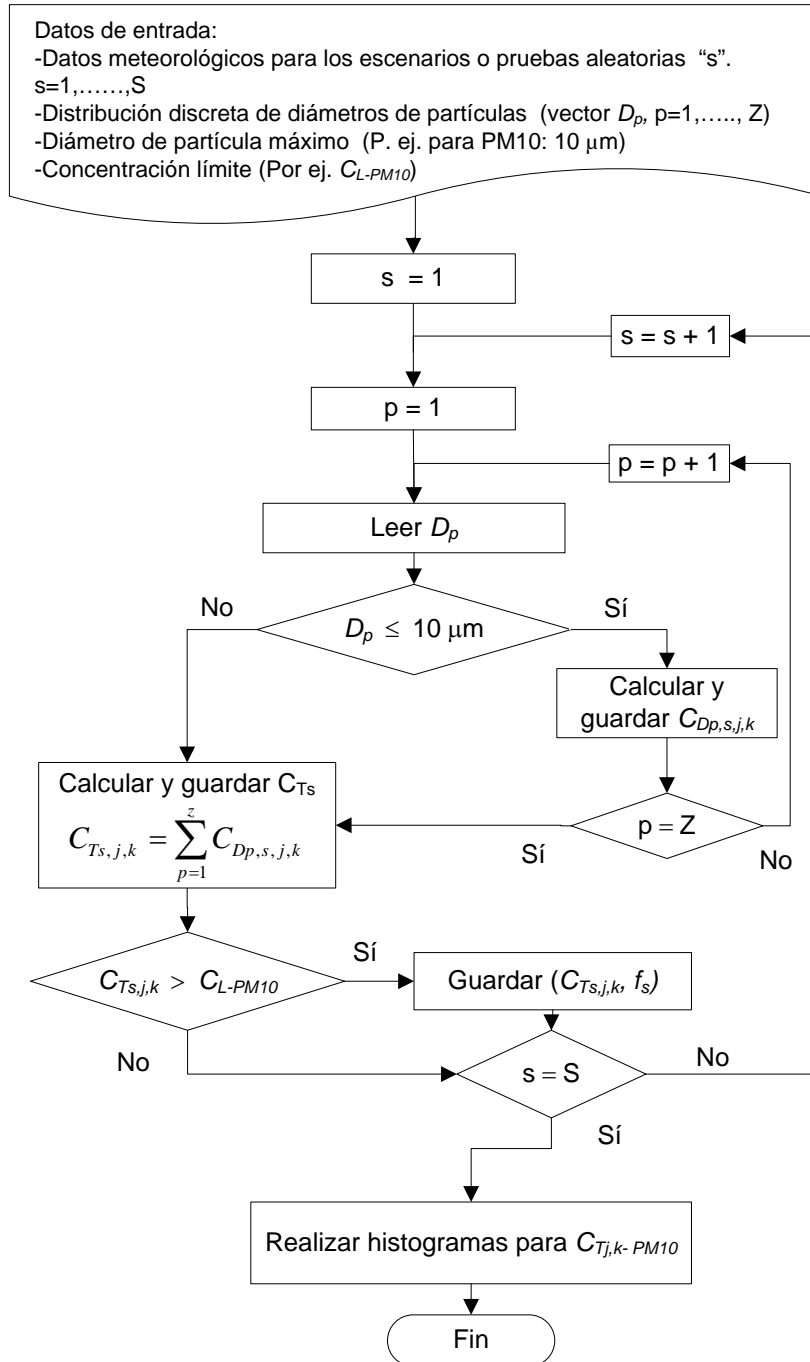


Figura 3.2: Algoritmo para el cálculo de histogramas de concentración total de PM₁₀.

Finalmente, para una dada distribución de tamaños de partículas y para los estándares de concentración de PM locales, pueden graficarse los mapas de concentración que permitan identificar los niveles de exposición de la población a PM y visualizar áreas con potenciales problemas de salud. Para la construcción de estos mapas, se adopta como valor representativo de la distribución de concentraciones sobre cada receptor $R_{jk}(X_j, Y_k)$ al valor del 90-percentil de la misma.

3.3.2 DEFINICIÓN DE DISTANCIA DE IMPACTO ESTADÍSTICAMENTE PONDERADA

Considerando las distribuciones de concentración obtenidas en la sección anterior para $PM_{2.5}$ y PM_{10} sobre cada punto receptor, y los estándares de concentración locales para PM , es posible determinar las zonas alrededor de la fuente de emisión donde dichos niveles estándar sean superados. Identificados los receptores donde se detecta dicha condición, se procede al cálculo de la distancia entre cada receptor afectado y el punto de emisión (i). Como resultado, se obtienen histogramas o distribuciones de frecuencias de distancias.

De este modo, se puede determinar una distancia de impacto estadísticamente ponderada (DI) tomando, por ejemplo, el máximo o el 90 percentil de la distribución de distancias como un valor representativo de distancia de impacto. Queda definida así el área donde podrían ocurrir efectos adversos sobre la salud de la población, mediante un círculo de radio DI (ver Figura 3.3). En otros términos, se puede considerar que cada receptor ubicado a distancias mayores a DI no estará expuesto a los niveles de concentración de partículas perjudiciales para la salud.

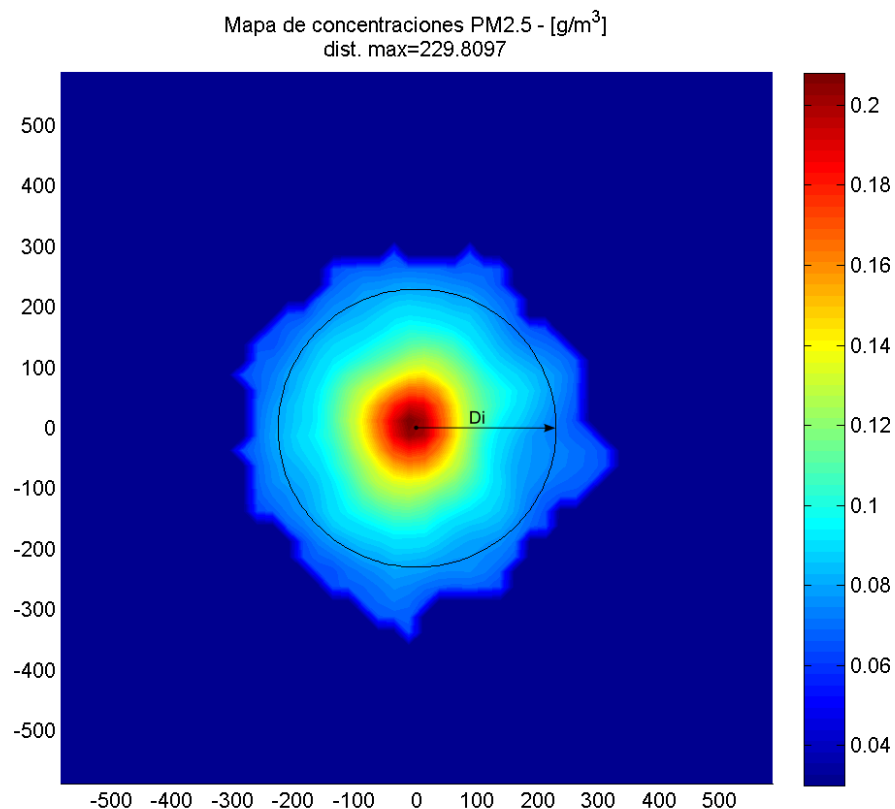


Figura 3.3: Definición de distancia de impacto.

3.3.3 IMPLEMENTACIÓN COMPUTACIONAL

En la Figura 3.4 se pueden visualizar los cálculos descriptos en las Secciones anteriores, dentro de los distintos módulos implementados en STRRAP, para obtener tanto los mapas de concentración de partículas emitidas por el *Emisor de Referencia Estocástico (ERE)*, así como las distancias de impacto.

En el Anexo IV se presentan con más detalle las subrutinas que componen dichos módulos, y el código fuente correspondiente, así como los comentarios generales y la descripción y definición de las distintas variables y funciones.

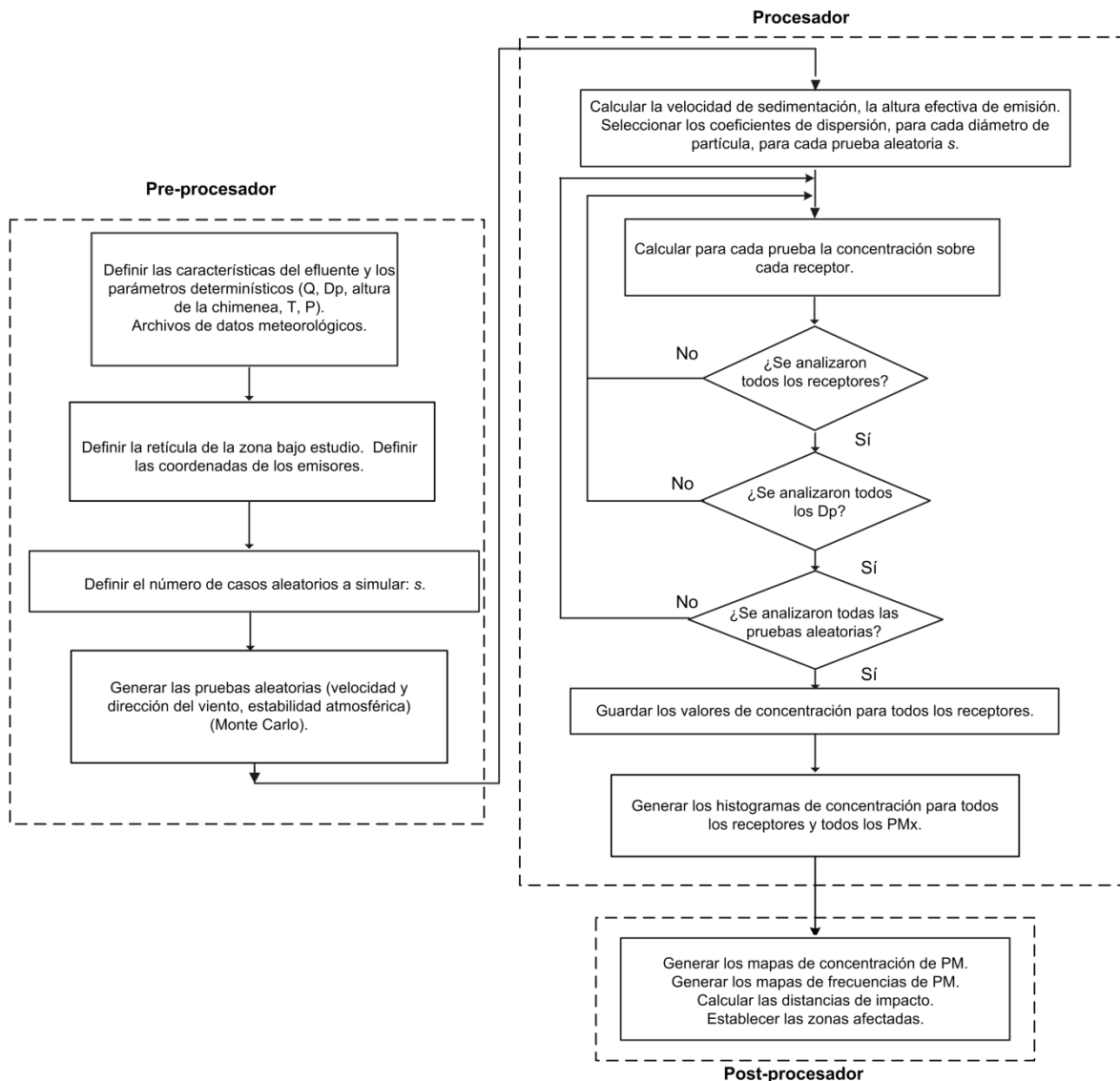


Figura 3.4: Algoritmo de cálculo de PM en STRRAP.

3.4 CASO DE ESTUDIO

Como ha sido reportado en diversos trabajos (Jones y Harrison, 2004; Moreno et al., 2006) es muy difícil distinguir entre la contribución de material particulado proveniente de una fuente antropogénica de la contribución de material particulado proveniente de una fuente natural. El PM antropogénico, generado por la combustión de algunos productos puede resultar altamente tóxico (Goyer, 1986; Lighty et al., 2000; Huggins et al., 2004). El PM respirable incluye una gran cantidad de compuestos orgánicos e inorgánicos; muchos de ellos son tóxicos y/o carcinogénicos. Tanto la exposición a partículas por cortos, como por largos períodos de tiempo, se han vinculado a problemas en la salud como reducción en la función pulmonar, desarrollo de bronquitis crónica, rinitis alérgica, asma, e incluso incremento en la susceptibilidad a infecciones respiratorias (Weiland et al., 1994; Ackermann-Lieblich et al., 1997; Heinrich et al., 1999; Zemp et al., 1999; Tabaku et al., 2011; Ghosh et al., 2012).

Un problema típico de contaminación en ciudades industrializadas son las emisiones provenientes de la combustión de combustibles fósiles usados en plantas termoeléctricas. En algunos artículos se han publicado estudios sobre la caracterización química y composición de los minerales que constituyen el PM presente en las cercanías de ciertas estaciones de potencia donde se queman combustibles (Querol et al., 1995, 1996; Yu et al., 2008); pero, en general, en la literatura consultada no se presentan cálculos de distancias seguras para PM.

En esta Sección, se presenta la simulación de un caso hipotético de emisión a través de una chimenea, emplazada en una planta de energía convencional donde se quema fuel oil, situada en los alrededores de la ciudad de Rosario.

Para dicho caso hipotético, se estiman las distribuciones de concentración de PM utilizando STRRAP, la herramienta computacional generada.

Como es sabido, si bien la emisión de contaminantes, depende en estos casos de la calidad del combustible y la tecnología del proceso de combustión utilizada, el transporte, transformación y deposición de las partículas depende fundamentalmente de las condiciones climáticas.

Como datos de entrada al modelo se ha seleccionado un horizonte de tiempo anual, y una temperatura promedio de la región en estudio. Para construir los histogramas de las variables estocásticas velocidad y dirección del viento, y clase de estabilidad atmosférica, se empleó información meteorológica histórica que cubre los últimos 10 años.

A los efectos de seleccionar tamaños representativos de partículas, se realizó una extensa búsqueda bibliográfica. Para este propósito, se utilizó la publicación de (Préndez et al., 2007) basada en mediciones de tamaños de partículas provenientes de diversas fuentes emisoras (distintos equipos de procesos). Esta publicación presenta curvas de distribución de tamaños de partículas emitidas desde diferentes equipos (ver Figura 3.5). A partir de la curva para la CALDERA IND 1 se realizó una discretización en cinco intervalos de tamaños de partículas (ver Tabla 3.3).

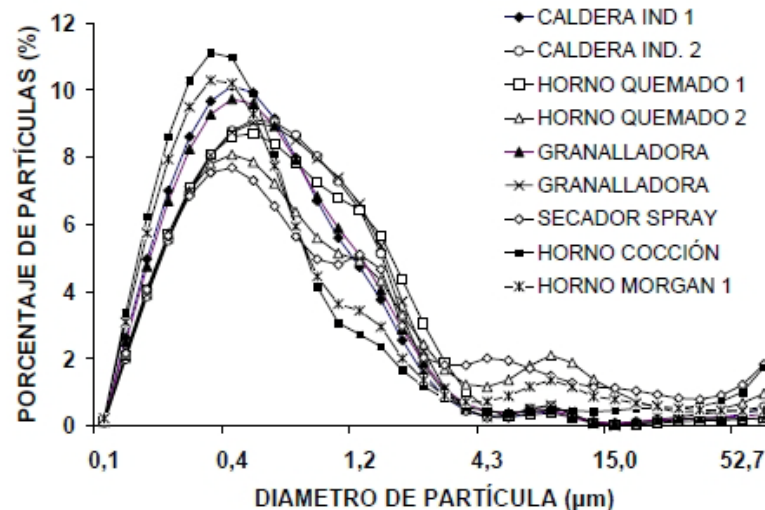


Figura 3.5: Distribución de material particulado de fuentes estacionarias: Aplicación al sistema de compensación de emisiones en la Región Metropolitana, Chile.

Tabla 3.3. Distribución de tamaños de partículas y concentraciones límite (CL) y de fondo (CF)

Dp (µm)	%	CF	CL
[0-2.5]	93.3	0.03	0.065
(2.5-5]	5.1	0.015	0.15
(5-7.5]	0.5	0.015	0.15
(7.5-10]	0.4	0.015	0.15
(10-12.5]	0.7	0.015	0.15

Fuente: Préndez et al., (2007)

De acuerdo a los criterios de salud, se consideran sólo las partículas cuyos tamaños sean menores o iguales a 10 µm. De este modo, se utilizan sólo los cuatro primeros intervalos, asignando como diámetro representativo el valor medio de cada intervalo. Además, para cada uno de los cuatro niveles se adoptaron valores de la concentración de fondo (CF).

En la Tabla 3.4 pueden observarse la totalidad de los parámetros adoptados para llevar a cabo la simulación, quedando definidos completamente los datos necesarios para generar los archivos de entrada al modulo de cálculo. La Figura 3.6 permite visualizar una de las ventanas de entrada de datos de STRRAP, en este caso, la correspondiente al ingreso de datos para la simulación de la dispersión de PM.

Tabla 3.4. Parámetros de simulación

Propiedades del aire					
Densidad	kg/m ³	1.255			
Viscosidad	kg/ms	1.79E-05			
Temperatura	K	293			
Propiedades de las partículas					
Densidad	kg/m ³	2000			
Intervalos		1	2	3	4
Diámetros	m	1.25E-06	3.76E-06	6.25E-06	8.75E-06
Concentración límite	mg/m ³	0.065	0.15	0.15	0.15
Fracción másica de partículas	-	0.933	0.051	0.005	0.004
Concentración de fondo	mg/m ³	0.03	0.015	0.015	0.015
Parámetros de simulación					
Número de simulaciones por emisor	-	5,000			
Distancia de interés	m	3,000			
ΔX (tamaño de la grilla)	m	100			
Parámetros de la emisión					
Altura de la chimenea	m	13.75			
Diámetro de la chimenea	m	2.3			
Velocidad de los gases de salida	m/s	4.9			
Temperatura de los gases de salida	K	393			
Caudal másico total de partículas	mg/s	20,000			

Figura 3.6: Interface de entrada de datos de STRRAP.

De acuerdo a la normativa vigente en la ciudad de Rosario sobre calidad de aire, los niveles de concentración de PM que no deben ser excedidos son, 0.065 mgr/m^3 y 0.15 mgr/m^3 (concentración promediada en 24 hs), para $\text{PM}_{2.5}$ y PM_{10} , respectivamente. Desafortunadamente, no se dispone en la actualidad en la ciudad de Rosario de datos de concentración de fondo de PM ni de mediciones reales, que permitan hacer validaciones de los resultados obtenidos mediante simulación.

Para lograr una aproximación adecuada a las funciones de densidad de probabilidad, fueron necesarias 5000 simulaciones o escenarios aleatorios representativos de las condiciones meteorológicas dominantes. Se obtuvieron así los mapas de concentraciones para $\text{PM}_{2.5}$ y PM_{10} . Estos resultados se muestran en las Figuras 3.7 y 3.8.

En la Figura 3.7 puede observarse que aquellos receptores ubicados a distancias mayores a 1765 m, prácticamente no serán afectados por el $PM_{2.5}$. Para PM_{10} se obtuvo una distancia de impacto de 209 m (ver Figura 3.8), según los datos hipotéticos para el caudal emitido y propiedades de partículas expuestos en las Tablas 3.3 y 3.4.

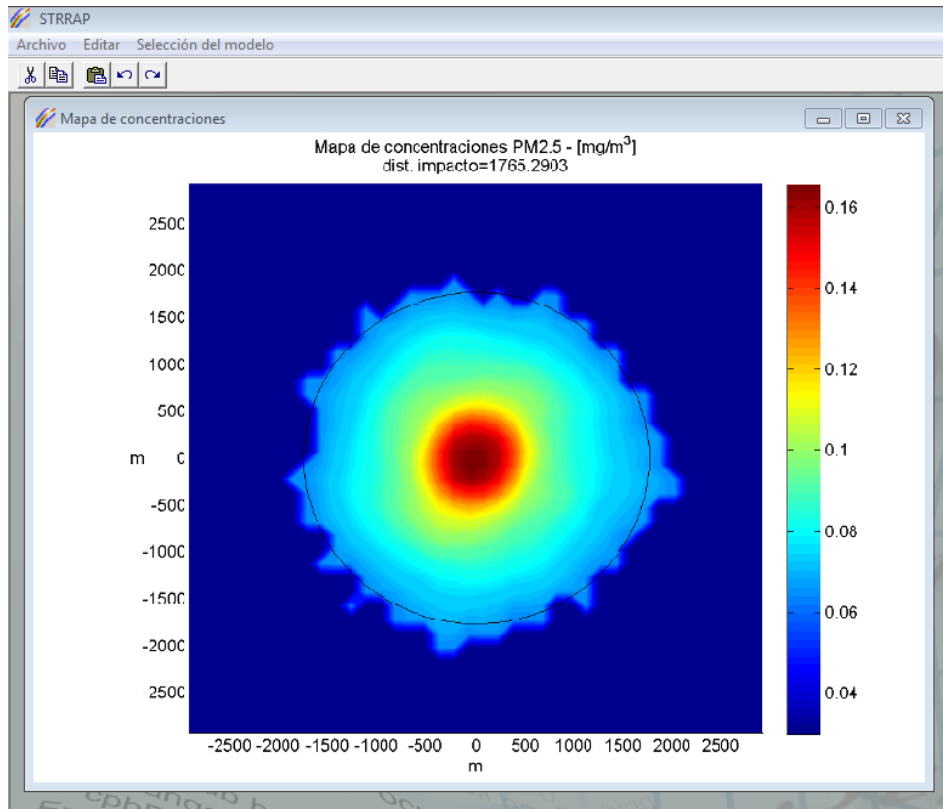


Figura 3.7: Mapa de distribución de concentraciones - $PM_{2.5}$

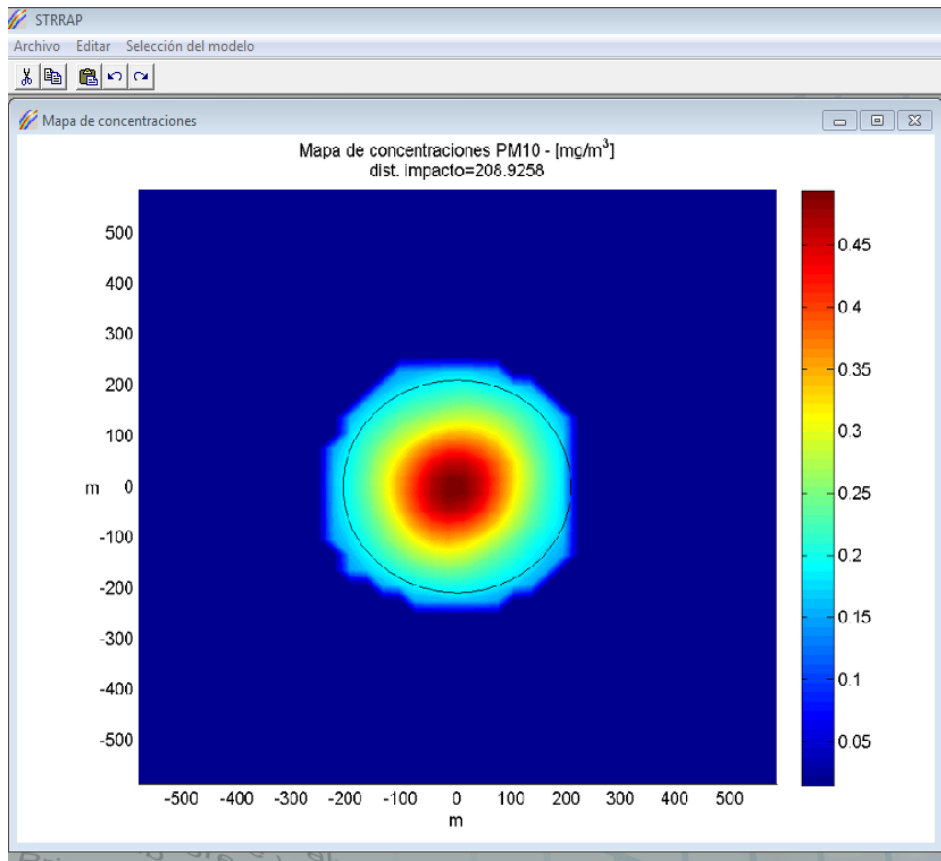


Figura 3.8: Mapa de distribución de concentraciones – PM₁₀

Por otro lado, un dato importante para la evaluación de los efectos sobre la salud debido a la exposición a PM, es poder conocer, además de los niveles de concentración, los valores de las frecuencias con que se presentan tales niveles sobre cada receptor de la grilla en estudio.

El algoritmo propuesto permite, además, determinar las frecuencias con que se superan los niveles críticos de concentración de PM. En las Figuras 3.9 y 3.10 pueden observarse los mapas de frecuencias correspondientes a PM_{2,5} y PM₁₀, respectivamente. Estos mapas brindan información complementaria a la dada por los mapas de concentraciones, posibilitando realizar una evaluación más objetiva sobre la forma en que cada receptor puede ser afectado. Como se desprende de la Figura 3.9, las partículas mas pequeñas tienden a dispersarse a mayores distancias y hay más probabilidades de encontrarlas en las direcciones de viento más frecuentes. En cuanto a las partículas de mayor tamaño, al sedimentar gran porcentaje de ellas cerca de la fuente de emisión, encontramos que las mayores concentraciones son más frecuentes a muy corta distancia (ver Figura 3.10). También, el algoritmo permite guardar esta información en forma tabular (si se desean conocer los valores exactos para determinados receptores). La Tabla

3.5 muestra las concentraciones y las frecuencias representativas para algunos receptores en particular. Así, el valor de concentración representativo para $PM_{2.5}$ para el receptor ubicado en las coordenadas (1425,-825) es $0,069587 \text{ mgr/m}^3$ con una frecuencia de $0,53981 \%$ (respecto del total de veces en los que se superó el criterio de salud).

Es evidente, que la información generada puede resultar muy útil para análisis toxicológicos o gestión de la salud urbana.

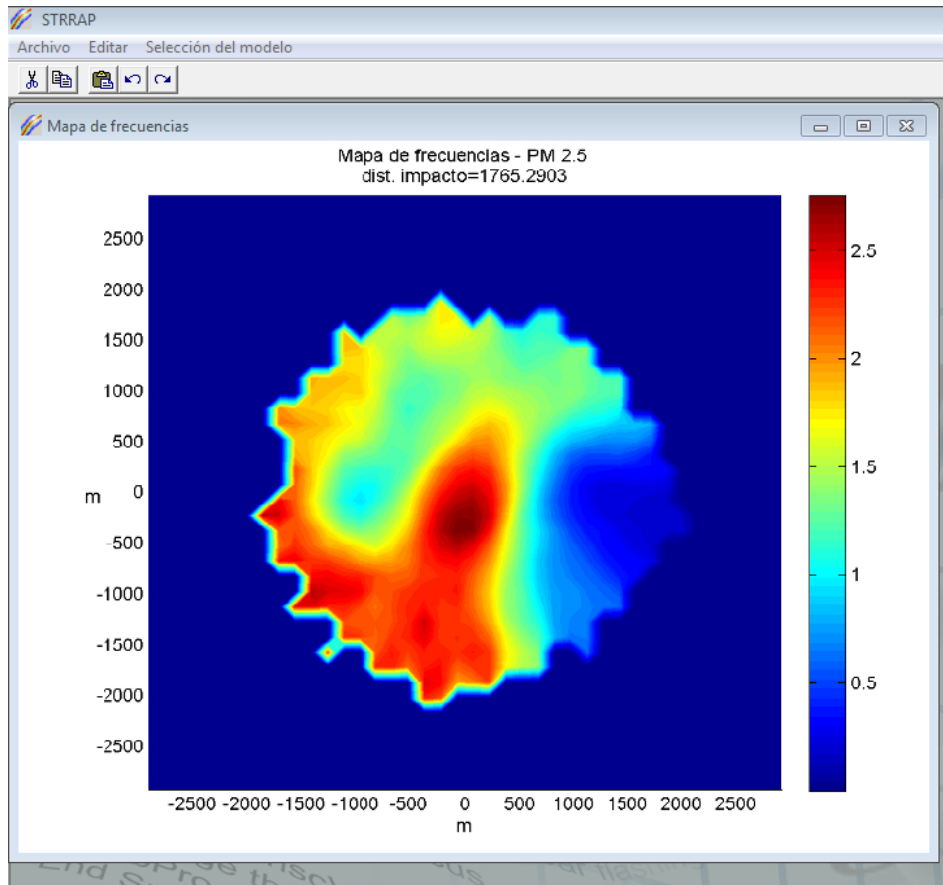


Figura 3.9: Mapa de frecuencias - $PM_{2.5}$

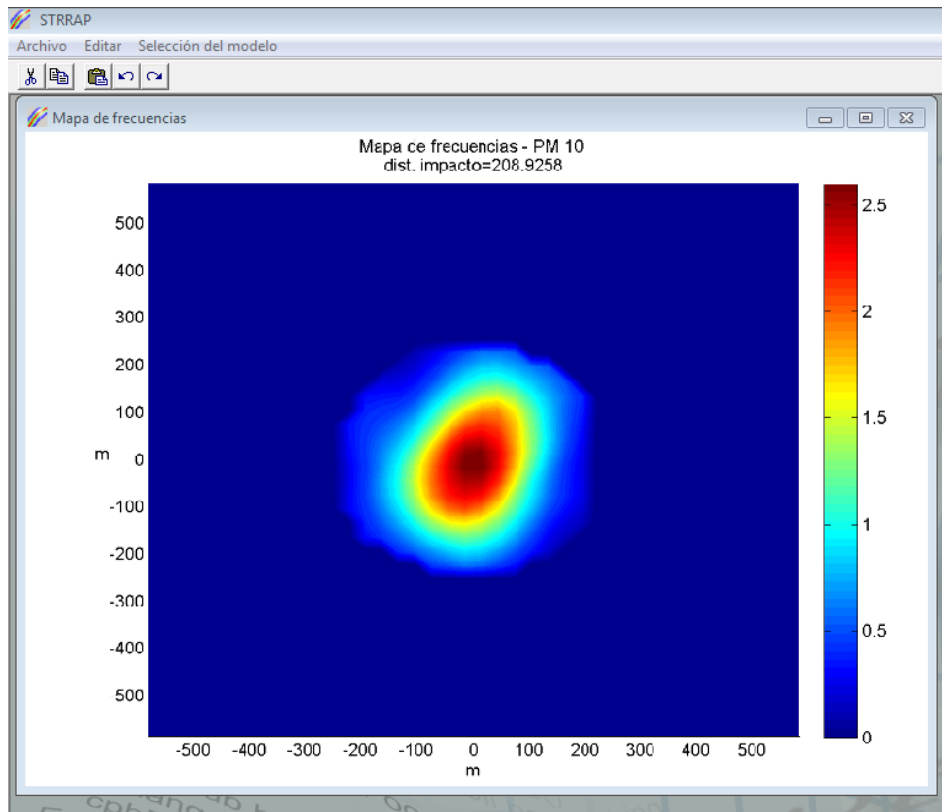


Figura 3.10: Mapa de frecuencias – PM₁₀

Tabla 3.5. Algunos resultados de la simulación estocástica

Coordenadas		Concentración (mgr/m ³)	Frecuencia (%)
x	y		
975,0	1275,0	0,069762	0,939400
1275,0	75,0	0,080317	0,395460
375,0	-375,0	0,109230	1,651000
-1125,0	975,0	0,072959	1,483900
-75,0	-1275,0	0,082068	2,447300

3.5 CONCLUSIONES

En este capítulo se ha presentado la modelización estocástica de la dispersión atmosférica de material particulado así como la metodología de cálculo y su implementación computacional. El algoritmo permite el trazado de mapas de concentración de PM y la delimitación de zonas de afectación para una fuente de emisión fija y condiciones meteorológicas dadas. El modelo admite la variabilidad estocástica de los parámetros atmosféricos y asume una distribución discreta de tamaños de partículas. Esto permite obtener distancias de impacto más realistas, convirtiéndolo en una valiosa herramienta para el análisis de riesgos y la gestión ambiental.

Cabe destacar que solo se consideraron emisiones de partículas primarias. El tratamiento de la dinámica de los aerosoles así como la posibilidad de reacciones químicas

podría integrarse a los módulos existentes de STRRAP (para la evaluación en futuros trabajos de la dispersión de las partículas) usando otras estrategias (modelos).

En el caso de estudio presentado se adoptó un solo valor para el flujo o tasa de emisión para la chimenea propuesta, pero si se dispusiera de una distribución de caudales o flujos éstos podrían incorporarse a los módulos de entrada para generar los casos aleatorios, considerando las distintas combinaciones.

Dada su complejidad, los parámetros de calidad de aire, se hallan (en la actualidad) en constante revisión. No obstante, los mismos desempeñan un rol fundamental tanto para la evaluación de la calidad del aire así como para la planificación urbana o territorial. Por lo tanto, cualquier esfuerzo por proveer herramientas y metodologías que permitan estimar mapas de concentraciones y frecuencias, y más aún, de distancias de impacto para $PM_{2.5}$ y PM_{10} , resulta altamente valorable a la hora de determinar las zonas donde la salud de la población pueda resultar seriamente afectada.

4.1 INTRODUCCIÓN

Varios estudios han mostrado que uno de los principales e incontrolables mecanismos de propagación de microorganismos es el transporte atmosférico (Casal et al., 1995; Lighthart y Frisch, 1996; Lighthart y Kirilenki, 1998; Donaldson et al., 2001; Pillai y Ricke, 2002). Este fenómeno puede ser de origen natural o provenir de actividades agrícola-industriales. Por ejemplo, la generación de aerosoles conteniendo microorganismos patógenos como bacterias, virus, hongos y endotoxinas² son inevitables en actividades asociadas a plantas de tratamiento de residuos (sólidos o líquidos), estaciones de transferencia, plantas de compostaje, rellenos sanitarios, etc. (Crawford y Jones, 1979; Buttner y Stetzenbach, 1991; Ranalli et al., 2000; Pascual et al., 2003). En efecto, se han reportado concentraciones del orden de los 10.000 y 1.000 UFC/m³, de bacterias gram negativas y hongos, respectivamente, en plantas de tratamiento de aguas municipales (Forcier, 2002). También, actividades agrícolas como la producción de ganado y cosechas, la producción de alimentos, el procesado de maderas y papel, e instalaciones de horticultura, entre otras, son potenciales fuentes de generación de bioaerosoles.

La inhalación de bioaerosoles, que es la ruta de ingreso predominante en seres humanos, puede provocar serios trastornos en la salud de los trabajadores y población aledaña a los sitios en los que se generan. Estudios realizados con objeto de evaluar el riesgo biológico debido a la exposición a bioaerosoles durante largos períodos de tiempo, demuestran las ineludibles consecuencias sobre la salud (Ackermann-Liebrich et al., 1997; Ebelt et al., 2000; EPA, 2004; Lippmann, 2007).

Las partículas de bioaerosoles generalmente presentan diámetros entre 0.3 y 100 μm . No obstante, a los fines de un análisis de riesgos o para la determinación de distancias de afectación, interesan aquellas cuyos diámetros oscilan en el orden de los 2.5 y 10 μm , ya que las partículas de estas dimensiones son capaces de ingresar a los pulmones. Incluso, las partículas más grandes, que suelen ser atrapadas por las superficies mucosas orofaríngeas pueden ser ingeridas causando trastornos gastrointestinales.

² Endotoxina es un término asociado con las características tóxicas de la membrana celular de ciertas bacterias Gram negativas.

Otro reservorio de bacterias, hongos y endotoxinas, es lo que se conoce con el término de *polvo orgánico*, siendo éstos los principales componentes de una compleja mezcla de material orgánico. Además de los efectos mencionados más arriba, los subproductos metabólicos de estas partículas pueden resultar alergénicos o tóxicos (Richerson, 1990). Estos polvos son comunes en actividades de excavaciones arqueológicas, en la industria de la construcción y tormentas de polvo (Williams et al., 1979).

Por otro lado, varios autores han puesto énfasis en la importancia de estudiar el mecanismo de propagación de epidemias de origen animal como la fiebre aftosa (FA), dado que por la alta viabilidad y capacidad de infección del virus que la origina, ha causado graves consecuencias sociales y económicas (Casal et al., 1995, 1997; Donaldson et al., 2001; Thompson et al., 2002). De hecho, se han desarrollado numerosos modelos para simular la dispersión del virus de la aftosa y predecir las direcciones más probables de propagación del mismo, así como las distancias que recorrerá (Donaldson et al., 2001; Thornley y France, 2009), asumiendo identificada la fuente de emisión y conocidas las condiciones meteorológicas reinantes.

Es conocido que la multiplicación y supervivencia de los bioaerosoles, así como los niveles de concentración de los mismos viento abajo de la fuente de emisión, en general, dependen fuertemente de las condiciones meteorológicas como la intensidad y la dirección de viento, la temperatura, la humedad relativa, y la clase de estabilidad atmosférica, que son inciertas y específicas del lugar de estudio. La radiación solar, presencia de iones y ozono, son otros de los factores que pueden disminuir la viabilidad de bacterias (Cox, 1987). Además, la supervivencia de los microorganismos es diferente según sea el tipo, especie y características físicas, químicas y propiedades de transporte, siendo muy distinto el comportamiento de las bacterias, los virus y los hongos (Barth, 2006). Por ejemplo, las membranas de *Escherichia coli* son muy sensibles a la deshidratación, por lo que el estrés debido a las fluctuaciones en la velocidad de evaporación puede disminuir las funciones biológicas de las mismas inactivándolas (Cox, 1995).

Por otro lado, el grado de propagación en la atmósfera depende fuertemente de los mecanismos de emisión de microorganismos. Actualmente, existe bastante incertidumbre al respecto, y escasa bibliografía que provea construcciones conceptuales y modelos matemáticos adecuados para estimar con cierta confianza los flujos de biopartículas hacia la atmósfera, en especial para el caso de bacterias.

No obstante, la estimación de concentración de virus transportado por el aire en casos de epidemias de aftosa Hampshire y Worcestershire, 1997, así como la difusión de microorganismos en basurales a cielo abierto, estaciones de transferencia y plantas de tratamiento de aguas negras han sido abordados a través de modelos Gaussianos (Sørensen et al., 2001; Mikkelsen et al., 2003; Pascual et al., 2003; Garner y Beckett, 2005; Karra y Katsivela, 2007; Gloster et al., 2010). En muchos de los casos, se han utilizado algoritmos desarrollados para el análisis de vulnerabilidad (difusión de gases) con las modificaciones pertinentes para simular la difusión de bioaerosoles (Casal et al., 1995; Sørensen et al., 2001; Garner et al., 2006; Holmes y Morawska, 2006).

A diferencia de la exposición a sustancias químicas, para las que se cuenta con valores umbrales para evaluar la toxicidad o impacto en la salud, para la exposición a bioaerosoles no se dispone de tales valores o criterios, debido principalmente a la complejidad de tales materiales, a la variabilidad en la respuesta a los mismos de los diferentes individuos (debido a factores genéticos, edad, hábitos, medicación, etc.), y a la variabilidad en los métodos de muestreo para recolección de microorganismos capaces de poner en peligro a la población expuesta (Srikanth et al., 2008). Sin embargo, algunas organizaciones como ACGIH (American Conference of Industrial Hygienists) y NIOSH (National Institute for Occupational Safety and Health) han publicado algunas recomendaciones guías para el control de la contaminación microbiológica del aire.

Evidentemente, es necesario un conocimiento más profundo e interdisciplinario acerca del rol de la exposición a bioaerosoles en la salud humana. En efecto, el desarrollo de estudios epidemiológicos que permitan abordar la relación dosis-respuesta con menor incertidumbre, un seguimiento y registro por parte de los nosocomios de las patologías relacionadas a los mismos, sean de carácter ocupacional o no, nuevos métodos de muestreo, identificación y caracterización de los agentes presentes en el ambiente, son esenciales para evaluar el impacto de tales materiales y hacer estimaciones cuantitativas del riesgo.

En función de lo expuesto, queda claro la necesidad de estimar zonas de afectación o de impacto vinculadas a actividades con potencial de generar bioaerosoles.

Siendo las variables meteorológicas uno de los factores más importantes que inciden en el grado de dispersión de los microorganismos, resulta de suma importancia proveer de herramientas que consideren la influencia estocástica de los parámetros meteorológicos, permitiendo determinar zonas de impacto significativas desde esta perspectiva ante posibles epidemias.

En este Capítulo, se presentan los modelos implementados en el módulo *bioaerosoles* de STRRAP para la determinación de las distribuciones de concentraciones de varios tipos de microorganismos. Además, se muestran los resultados de una serie de simulaciones estocásticas llevadas a cabo con dicho módulo, para varios casos de estudio. Se simula la dispersión de bacterias y hongos provenientes de una planta de tratamiento de aguas cloacales municipales. Se realiza la estimación de la concentración de virus en el aire a partir de biosólidos tratados, originados en una planta de tratamiento de aguas cloacales, trazándose el mapa de riesgo de infección por Coxsackievirus³. También se estima la dispersión del virus de aftosa producto de una supuesta epidemia en una granja infectada en la zona del Gran Rosario, trazándose los mapas de isoconcentración alrededor del foco infeccioso.

4.2 MODELOS DE DISPERSIÓN

4.2.1 CAPA DE MEZCLA. EVALUACIÓN DE LA ALTURA DE MEZCLADO

El comportamiento de la baja atmósfera, donde se originan los distintos tipos de emisiones de contaminantes, determina la capacidad de dispersión o dilución de los mismos.

La mayor parte de los residuos volátiles no llegan a ascender más de unos cuantos centenares de metros. El aire en esta zona de la atmósfera está en contacto con la superficie terrestre y su movimiento está afectado por la rugosidad de ésta. Ello da lugar a que se produzcan turbulencias y en consecuencia que tenga lugar una mezcla constante de los componentes atmosféricos, posibilitando una mayor o menor dispersión. A esta región de la atmósfera terrestre se la denomina capa de mezcla. La capa de mezcla puede interpretarse como el espesor de atmósfera en que se dispersan (se mezclan) los contaminantes. El espesor de dicha capa dependerá de las condiciones de la atmósfera, en particular de la clase de estabilidad, de la radiación solar, de la velocidad del viento y del tipo de terreno. Mientras más grande sea esta capa, mayor será el volumen de aire disponible para la dispersión de los contaminantes.

La altura de la capa de mezcla puede determinarse a través de datos de radiosondeo, los que proveen en forma horaria los perfiles de temperatura en función de la altura. La intersección de dichos perfiles con la adiabática seca correspondiente a la temperatura superficial horaria, suministra la altura de la capa de mezcla horaria.

³ Virus perteneciente a la familia Picornaviridae del género Enterovirus. Se divide en dos grupos: A y B, de acuerdo a diferencias biológicas y antigénicas.

Si no se disponen de los datos de radiosondeo, se puede obtener dicha altura a través de la parametrización de datos de superficie tales como la velocidad de fricción, el parámetro de Coriolis y la longitud de Monin Obukhov (Zilitinkevich, 1972, 1975).

En este trabajo se recurrió a este último método para la estimación de la altura de la capa de mezcla, h_{cm} , empleando las siguientes expresiones, que se incorporaron a la subrutina de generación de datos de entradas al modelo de dispersión de bioaerosoles.

- Para condiciones atmosféricas estables

$$h_{cm} = \frac{0.35 u^*}{f_c} \quad (4.1)$$

- Para condiciones atmosféricas inestables

$$h_{cm} = \frac{0.35 u}{f_c} - \left(\frac{u^*}{f_c \lambda_M} \right)^{1/2} \quad (4.2)$$

$$u^* = \frac{0.4 u_{ref}}{\ln \left(\frac{z_{ref}}{z_0} \right)} \quad (4.3)$$

$$f_c = |2 \omega \sin \varphi| \quad (4.4)$$

donde:

u^* : velocidad de fricción (m/s)

z_{ref} : altura de medición del viento (m)

u_{ref} : velocidad del viento a la altura de medición (m/s)

z_0 : longitud de rugosidad característica de la superficie (m)

f_c : valor absoluto del parámetro de Coriolis ($f_c = 7.8511 \cdot 10^{-5} \text{ seg}^{-1}$ para Rosario, latitud $32^{\circ}67'$)

ω : velocidad de rotación terrestre

φ : latitud

λ_M = longitud de Monin-Obukhov (definida como la altitud a la cual se genera más turbulencia por flotación que por el esfuerzo de corte del viento, (Dyer, 1974).

4.2.2 MODELO PARA VIRUS

El modelo Gaussiano es una buena aproximación para estimar las emisiones de aerosoles constituidos por partículas cuyo diámetro sea menor a $20 \mu\text{m}$ (Sellers y Parker, 1969) provenientes de una fuente puntual continua, a los efectos de la determinación de posibles zonas de impacto y del campo de concentraciones. Generalmente se acepta que en la

dispersión de virus, las partículas tienen un diámetro entre 0.1 – 6 μm (Eduard, 2003; Gloster et al., 2010). Con este tamaño, a los efectos del modelado, puede considerarse que la dispersión del aerosol es indistinguible de la de un gas y que el efecto de turbulencia atmosférica es más importante que la deposición gravitacional. Por lo tanto, en la modelización se deben considerar los efectos de la actividad convectiva de la atmósfera sobre la dispersión de los virus dentro de la capa límite planetaria o capa de mezcla. Para estudiar el comportamiento de los mismos dentro de este estrato, es necesario determinar la altura de la capa de inversión térmica, que actúa como una superficie reflectante hacia el suelo. Para ello se utilizan las ecuaciones expuestas en la Sección 4.2.1.

En el modelo propuesto, no se consideran reacciones químicas ni posibles efectos de nucleación, coagulación o condensación. Se supone además, que la emisión ocurre en un terreno abierto y despejado de obstáculos, como montañas, árboles o edificios, que puedan causar turbulencia, desviación de la pluma y dilución de la concentración de biopartículas.

En este trabajo se utilizará la ecuación básica que representa la dispersión bidireccional de una pluma Gaussiana para una liberación continua puntual, asumiendo que la fuente de emisión se encuentra a una altura, h , conocida.

En general, los principales factores que influyen sobre la supervivencia y por ende en la dispersión de virus, son la radiación solar, la temperatura, la humedad relativa, la altura de capa de mezcla, los coeficientes de dispersión horizontal y vertical, la velocidad y la dirección de los vientos, la clase de estabilidad atmosférica, y la cepa del virus. En general, se ha probado que los virus son muy resistentes a humedades relativas superiores al 75% (Mikkelsen et al., 2003; Jones y Harrison, 2004; Gloster et al., 2010).

De acuerdo a las hipótesis planteadas, la concentración promedio de virus (expresada como $\text{ID}_{50}^4/\text{m}^3$) en un punto de coordenadas (x, y, z) se determina a través de la siguiente ecuación (relacionada con el Capítulo anterior):

$$C = \frac{Q}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp \left[- \left(\frac{y^2}{2\sigma_y^2} + \frac{(z-h)^2}{2\sigma_z^2} \right) \right] \quad (4.5)$$

donde:

C : Concentración en el punto x, y, z ($\text{ID}_{50}/\text{m}^3$)

⁴ ID_{50} (Infectious Dose 50%): es la dosis a la cual un patógeno puede infectar al 50% de la población expuesta. Normalmente la virulencia se expresa en términos del grado de patogenicidad dentro de un grupo o especies de microorganismos.

Q : Flujo de emisión (ID₅₀/s)

h : Altura de la fuente de emisión (m)

z : Altura del receptor (m)

u : Velocidad del viento (m/s)

Los valores de los coeficientes de dispersión σ_y y σ_z expresados en metros, que aparecen en las ecuaciones que dan la concentración viento abajo, han sido sometidos a numerosos estudios en diferentes campos. Aquí se utilizan las expresiones:

$$\sigma_y = ax^b \quad (4.6.a)$$

$$\sigma_z = cx^d \quad (4.6.b)$$

Donde los valores adoptados para los parámetros a, b, c y d, son los utilizados por (Briggs, 1974) para las seis clases de estabilidad de Pasquill (ver Tabla 4.1).

Tabla 4.1. Constantes para cálculo de coeficientes de dispersión

Estabilidad	Constantes			
	a	b	c	d
A	1.38	0.76	0.32	0.95
B	1.00	0.76	0.68	0.81
C	0.71	0.76	0.96	0.67
D	0.50	0.76	1.32	0.53
E	0.33	0.76	1.98	0.39
F	0.27	0.76	2.28	0.31

x es la distancia viento debajo de la fuente de emisión (km). La Ec. (4.6.b) es válida para distancias entre 100 y 10.000 m.

Para considerar los efectos de reflexión entre el suelo y la capa de mezcla, la Ec. (4.5) se modifica de la siguiente manera:

$$C = \frac{Q}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{(z-h)^2}{\sigma_z^2}\right)\right] + \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{(z+h)^2}{\sigma_z^2}\right)\right] + \sum_{i=1}^{\infty} \left\{ \begin{array}{l} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{(H_1)^2}{\sigma_z^2}\right)\right] + \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{(H_2)^2}{\sigma_z^2}\right)\right] \\ + \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{(H_3)^2}{\sigma_z^2}\right)\right] + \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{(H_4)^2}{\sigma_z^2}\right)\right] \end{array} \right\} \quad (4.7)$$

donde:

$$H_1 = z - (2i h_{cm} - h)$$

$$H_2 = z + (2i h_{cm} - h)$$

$$H_3 = z - (2i h_{cm} + h)$$

$$H_4 = z + (2i h_{cm} + h)$$

$$h_{cm} = \text{Altura de la capa de mezcla (m)}$$

El tipo de virus a considerar determinará el flujo de emisión de virus. En el caso de la aftosa se asumirá cierta velocidad de excreción del aire exhalado por los animales conteniendo una determinada concentración de virus, que será función de la especie considerada, la cepa de virus y la duración del período de infección (Casal et al., 1995; Donaldson et al., 2001; Kitching et al., 2005).

Por otro lado, considerando que la concentración de virus emitida por animales infectados es muy baja (por ejemplo en el caso de epidemias por el virus de la aftosa), se acepta que el aire exhalado tiene la misma densidad que el aire ambiente.

Las variables asumidas como estocásticas según cada caso a estudiar, se ingresan como distribuciones de frecuencias.

4.2.3 MODELOS PARA BACTERIAS Y HONGOS

Dado que el rango de variación típico del tamaño de bacterias simples oscila entre 0.2 μm y 10 μm (Wickman, 1994) y para esporas de hongos entre 4 μm y 20 μm , la dispersión viento abajo de una fuente de emisión de tales partículas puede modelarse también a través de un modelo Gaussiano, en el que puede introducirse un factor de letalidad o tasa de muerte microbiana, que considere además de los factores mencionados en el caso de dispersión de virus, la viabilidad de las bacterias. Existen algunos trabajos que presentan mediciones experimentales de este factor (Santos Burgoa et al., 1992; Lighthart y Frisch, 1996; Pascual et al., 2003). Aunque las condiciones ambientales a las que están expuestos los microorganismos en el *mundo real* debido a la dinámica de la atmósfera, distan de las del laboratorio, estos valores son una buena aproximación de dicho factor.

Por otro lado, si bien algunos microorganismos pueden metabolizar ciertos componentes químicos de la atmósfera, en este trabajo no se consideran ni reacciones químicas o biológicas, así como posible nucleación, coagulación o condensación. Se supone además, que la emisión ocurre en un terreno abierto y despejado de obstáculos, como montañas, árboles o edificios, que puedan causar turbulencia, desviación de la pluma y dilución de la concentración de biopartículas.

En este contexto, la dispersión en la atmósfera de bacterias y hongos, desde una fuente puntual, a una altura, h , y condiciones meteorológicas establecidas, se modela mediante:

$$C = \frac{Q}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp\left(-\frac{f_r x}{u}\right) \exp\left[-\left(\frac{y^2}{2\sigma_y^2} + \frac{(z-h)^2}{2\sigma_z^2}\right)\right] \quad (4.8)$$

C : Concentración en el punto x, y, z (UFC⁵/m³)

Q : Flujo de emisión (CFU/s)

h, σ_y, σ_z, u y x tienen los mismos significados expuestos para la Ec. (4.5)

f_i : factor de letalidad o tasa de muerte microbiana (s^{-1}).

Si se tiene en cuenta el efecto reflectante de la capa de inversión térmica, la Ec. (4.8) se modifica conforme a la Ec. (4.7).

En el caso de hongos, dado su mayor tamaño, debería considerarse los efectos de deposición de las partículas, introduciendo una velocidad de sedimentación, u_t , obtenida en función del diámetro de la partícula, el número de Reynolds, los coeficientes de dispersión, etc. Así la siguiente expresión da la concentración de hongos en un punto de coordenadas x, y, z :

$$C = \frac{Q}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp\left(-\frac{f_i x}{u}\right) \exp\left[-\left(\frac{y^2}{2\sigma_y^2} + \frac{\left(z - h - \frac{u_t x}{u}\right)^2}{2\sigma_z^2}\right)\right] \quad (4.9)$$

Si se dispone de la concentración de fondo (dado por una distribución o por un solo valor), C_B , entonces la concentración total de bioaerosoles, C_{TB} , se obtiene a través de la siguiente expresión:

$$C_{TB} = C + C_B \quad (4.10)$$

4.3 DETERMINACIÓN DE NIVELES DE CONCENTRACIÓN Y DISTANCIAS DE IMPACTO PARA CASOS ESPECÍFICOS

Para la obtención de los mapas de concentraciones y distancias de afectación de bioaerosoles se utilizará la misma metodología y algoritmo de cálculo detallados en el Capítulo 3, relativos al tratamiento de la dispersión de material particulado.

En general, la emisión de bioaerosoles suele provenir de fuentes de área, más que de una o múltiples fuentes puntuales, como es en el caso del material particulado, por lo que la implementación de los modelos ha debido estudiarse minuciosamente para lograr la flexibilidad necesaria, de manera de poder tratar distintos casos particulares. Por ejemplo, considerar los distintos parámetros que intervienen en las ecuaciones básicas adoptadas

⁵ UFC (Unidades formadoras de colonias): el número de células de bacterias viables en una muestra de un ml.

para un caso u otro, simular fuentes lineales y de área, y la generación de subrutinas apropiadas para los datos de entrada adecuados según las diferentes hipótesis adoptadas, entre otros aspectos.

4.3.1 CÁLCULO DE DISTANCIAS DE IMPACTO PARA BIOAEROSOLES

Disponiendo para cada punto receptor, y para el criterio de salud (o de infección) considerado, de los histogramas de concentraciones obtenidos de acuerdo con la metodología presentada en los capítulos anteriores, se puede determinar la zona alrededor de la fuente de emisión donde los niveles de concentración (o dosis infecciosa) superan el correspondiente valor crítico. El área afectada se define del mismo modo que para material particulado, como un círculo de radio *DI* determinado por el valor del 90 percentil de la distribución de distancias de afectación.

Dado que las distancias y/o niveles de distribuciones arriba determinados se calculan a partir de un valor de caudal fijo, puede necesitarse, según el caso, la *integración estadística* de los resultados considerando la distribución de caudales de emisión de la fuente considerada.

Por ejemplo, en el caso de accidentes en cisternas que transportan sustancias peligrosas, pueden existir estudios que determinan la distribución de tamaños de agujero debido a roturas como consecuencia del accidente, tal como se describió en el Capítulo 2. Por lo tanto, dadas las condiciones de temperatura y presión de almacenamiento y las de la atmósfera, es factible el cálculo directo de la distribución de caudales de fuga. En este caso, puede añadirse una variable estocástica más al modelo, y determinar según lo explicado anteriormente, la distancia de afectación correspondiente.

Como ya se expuso, un método simplificado consiste en implementar una *partición* del histograma de caudales (por ejemplo 3 o 4 niveles representativos), y realizar el cálculo según el procedimiento anterior para cada caudal; para luego determinar el resultado final como una sumatoria ponderada según los pesos probabilísticos relativos de cada valor obtenido para cada caudal.

Para el caso de bioaerosoles, en general, será difícil obtener una distribución de valores de emisión como consecuencia de una fenomenología similar a la planteada para el transporte. En consecuencia, existirá mayor incertidumbre acerca del rango de valores determinados experimentalmente para los parámetros de fuga. Por otra parte, indefectiblemente deberá utilizarse una discretización de caudales ya que resulta poco probable obtener una distribución de los mismos.

4.3.1.1. CASO DE ESTUDIO: DISPERSIÓN DE BACTERIAS Y HONGOS EN UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE RESIDUOS LÍQUIDOS.

Las diferentes etapas en plantas de tratamiento de aguas residuales constituyen una fuente importante de bioaerosoles (Kenline y Scarpino, 1972; Cannon, 1983; Napolitano y Rowe, 1996), particularmente los tanques de aireación en el tratamiento de aguas negras (Brandi et al., 2000; Korzeniewska et al., 2009).

De los microorganismos presentes en este tipo de aguas, normalmente interesa cuantificar bacterias y hongos totales, coliformes totales, enterococos y staphilococos. Algunas veces se recuentan además las bacterias gram-negativas.

Se sabe que la supervivencia de los bioaerosoles esta sujeta a determinadas condiciones que pueden inhibir su actividad biológica (radiación solar, humedad, etc.), pero muchos de ellos son capaces de sobrevivir aún en condiciones medioambientales que se consideran desfavorables (Jones y Harrison, 2004; Karra y Katsivela, 2007; Korzeniewska et al., 2009).

De la misma manera que se hizo en la Sección 1.5 se adoptaron como variables estocásticas la dirección y velocidad del viento, y clase de estabilidad atmosférica construyéndose sus correspondientes histogramas a partir de los datos meteorológicos recopilados en la zona en estudio en la última década.

Cabe destacar que si bien la tasa de muerte es un factor muy importante para el cálculo del nivel de concentración de microorganismos viento abajo de la fuente de emisión, los datos disponibles presentan una gran incertidumbre debido a la falta de estudios exhaustivos en relación a la determinación de dicho parámetro (que es función de la especie y factores ambientales) (Lighthart y Frisch, 1996; Lighthart y Kirilenki, 1998).

Dado que los valores de humedad relativa promedio en la región de estudio y en el horizonte de tiempo establecido supera en todos los casos el 75 %, se considera que la misma es suficiente para permitir una alta supervivencia en el caso de las bacterias (Barth, 2006), lo que hace razonable adoptar una tasa de muerte muy pequeña y constante dadas las condiciones climatológicas del lugar. En el caso de los hongos, se sabe que son resistentes a humedades relativas muy bajas. Por lo tanto, se toma un coeficiente de letalidad medio 5×10^{-5} microorganismos/s para todas las especies consideradas (Santos Burgoa et al., 1992; Brandi et al., 2000; Barth, 2006; Karra y Katsivela, 2007).

En el presente caso de estudio se analiza una planta de tratamiento de líquidos cloacales con una capacidad de $400 \text{ m}^3/\text{día}$, sirviendo a una población de 3000 habitantes. Los caudales de emisión adoptados (ver Tabla 4.2) corresponden a valores de flujo

determinados en los trabajos de (Korzeniewska et al., 2009), (Barth, 2006) y (Dowd et al., 2000) para las diferentes especies. Actualmente existe incertidumbre en la determinación de este parámetro, aunque es importante destacar que se han presentado algunas expresiones que permiten realizar estimaciones satisfactorias (Swan et al., 2003). Por otro lado se adoptan concentraciones de fondo (las existentes habitualmente en la zona de estudio) correspondientes a Salmonella, Coliformes y Aspergillus Fumigatus tomados de la bibliografía (Barth, 2006; Korzeniewska et al., 2009).

Los valores de densidad (g/m^3) y diámetro de partícula (μm) que se adoptan para el cálculo de velocidad de sedimentación de hongos, son 1.1 g/cm^3 y $1.026 \mu\text{m}$, respectivamente (Deacon et al., 2009).

En cuanto a criterios de salud, no existen en la actualidad regulaciones ni guías aceptadas internacionalmente, sólo se cuenta con valores recomendados por algunos autores. Los valores empleados en este trabajo se muestran en la Tabla 4.2, provistos por (NIOSH., 1994).

Tabla 4.2. Parámetros de simulación

MO Evaluado	Flujo (UFC/s)	Conc. De fondo (UFC /m3)	Criterio de salud (UFC /m3)
Bacterias totales	$1,9 \cdot 10^6$	10	10^3
Coliformes totales	$2.0 \cdot 10^6$	5	10^3
Hongos	$2,5 \cdot 10^6$	2,1	10^3

Las Figuras 4.1 a 4.3 resumen los datos de entrada al modelo, incorporados a STRRAP para la ejecución del caso de estudio.

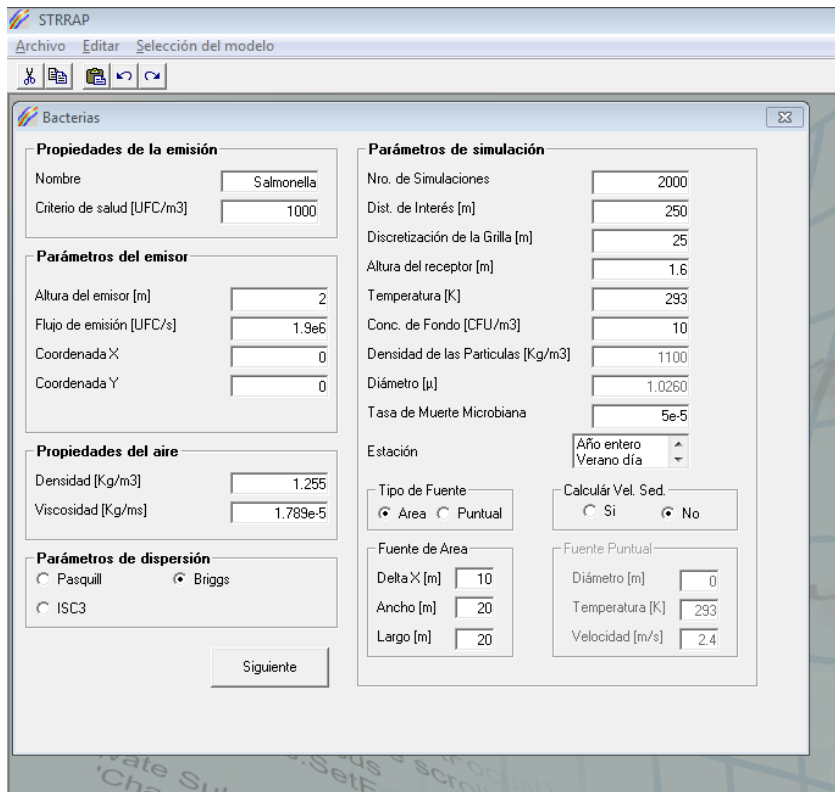


Figura 4.1: Parámetros de simulación (bacterias).

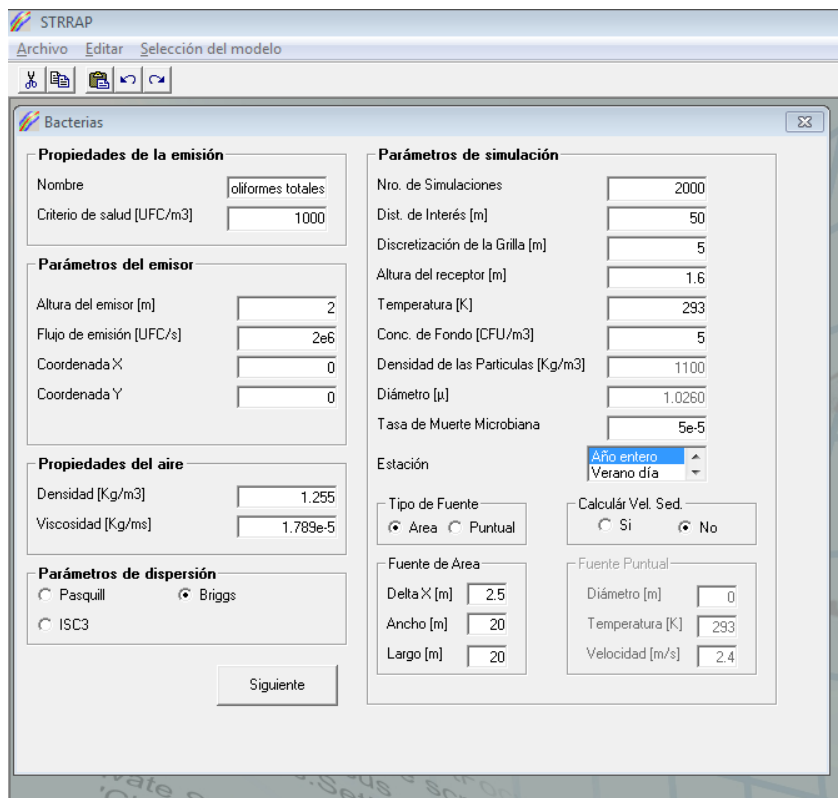


Figura 4.2: Parámetros de simulación (coliformes totales).

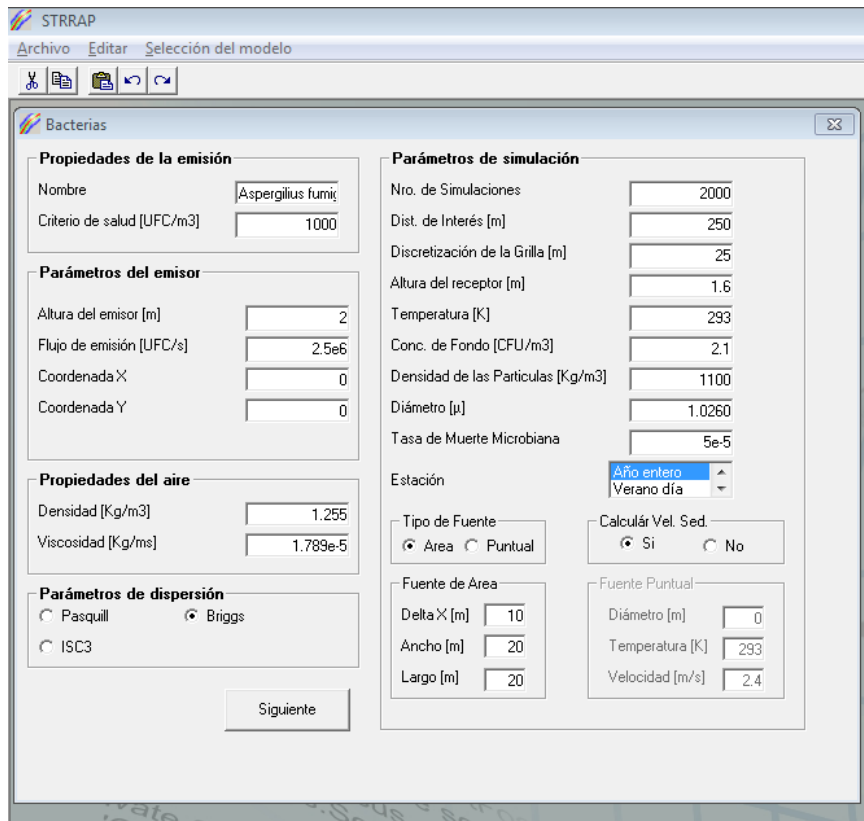


Figura 4.3: Parámetros de simulación (hongos).

En un primer estudio se adopta una base anual para cuantificar los niveles de concentración de microorganismos ponderados estadísticamente en dicho horizonte de tiempo. Luego de realizadas todas las simulaciones estocásticas (2000, según se indica en la Figura 4.3) para este horizonte de tiempo, y bajo las hipótesis del caso, se obtienen los mapas que muestran los valores estimados de unidades formadoras de colonia (UFC) de las especies estudiadas y sus respectivas distancias de impacto (*DI*) (ver Figuras 4.4 a 4.6).

En el caso de bacterias, cualquier receptor ubicado a distancias superiores a 127 m se considera no afectado (para las concentraciones estimadas de microorganismos y los criterios de salud adoptados). Para coliformes y hongos, los receptores ubicados en un radio menor a 16 m y 127 m, respectivamente, pueden presentar diferentes efectos sobre la salud, desde escalofríos, ojos llorosos, sinusitis, alergias bronco-pulmonares por aspergillosis y alveolitis, entre otros (Srikanth et al., 2008).

Para el caso de coliformes, en vista de los resultados obtenidos en las simulaciones, se debe resaltar que la utilización de un modelo Gaussiano para distancias tan bajas respecto de la fuente de emisión implica la introducción de un grado de incertidumbre adicional sobre la aplicabilidad de los mismos. Como se expresó en la Sección 4.2.1, el rango de validez para estimar los coeficientes de dispersión según las Ecs. 4.6.a y 4.6.b, es

de 100 a 1000 m, por lo que estos resultados son solo una aproximación al comportamiento real bajo las condiciones de emisión adoptadas.

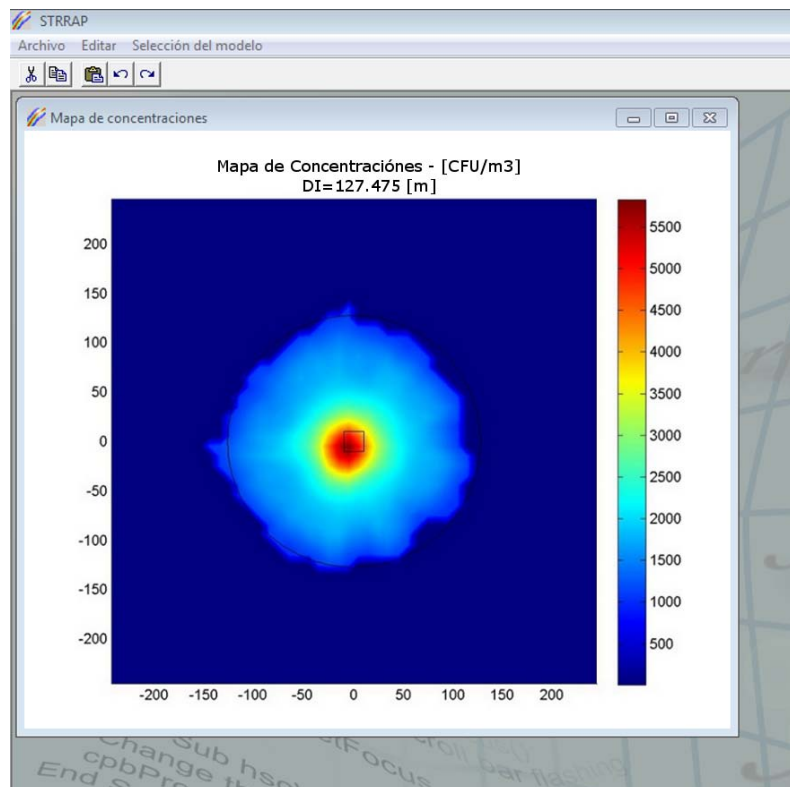


Figura 4.4: Mapa de concentraciones y distancia de impacto (*DI*) para bacterias.

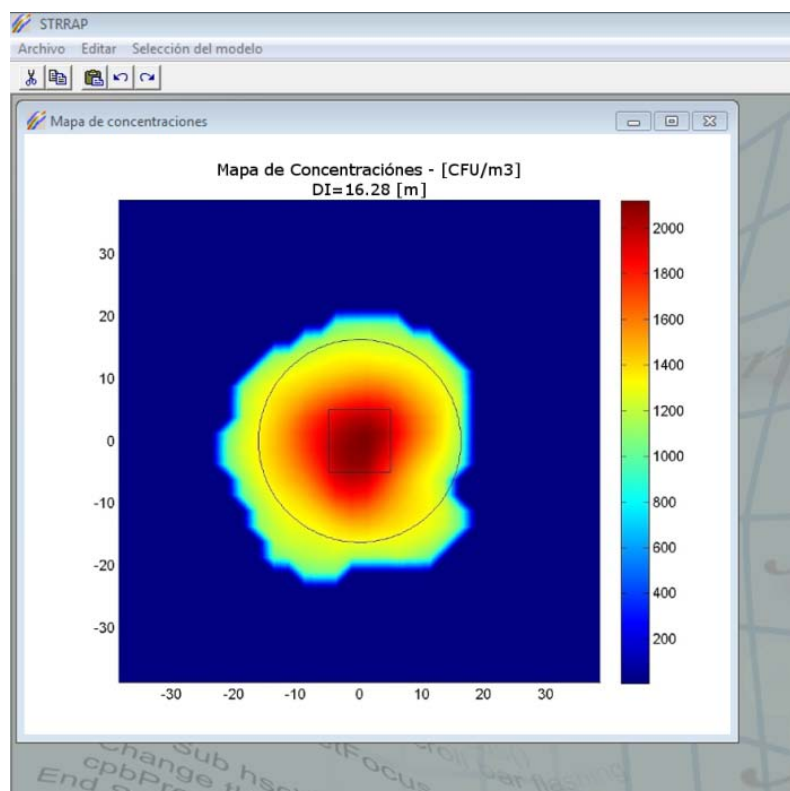


Figura 4.5: Mapa de concentraciones y distancia de impacto (*DI*) para coliformes totales.

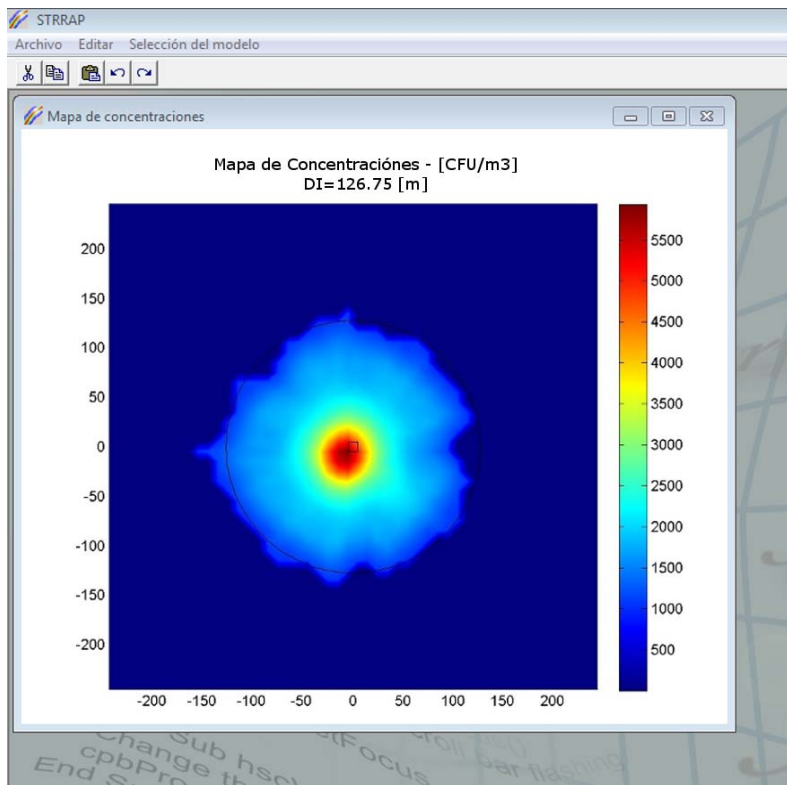


Figura 4.6: Mapa de concentraciones y distancia de impacto (*DI*) para hongos.

Diversos autores estudiaron el efecto de las variables meteorológicas en diferentes épocas del año y bajo condiciones diurnas y nocturnas (Matthias-Maser et al., 2000; Jones y Harrison, 2004; Gloster et al., 2010). Para nuestro caso de estudio, y aprovechando la flexibilidad de STRRAP, bajo las mismas hipótesis adoptadas para el horizonte de tiempo anual, se realizaron simulaciones para verano e invierno y se analizaron las variaciones según las condiciones diurnas y nocturnas sobre la dispersión de bacterias totales. En las Figuras 4.7 a 4.10 se muestran los mapas de unidades formadoras de colonia (UFC) para dichas condiciones.

Según otros autores (di Giorgio et al., 1996; Lighthart y Frisch, 1996; Shaffer y Lighthart, 1997; Karra y Katsivela, 2007), al considerar las distribuciones de frecuencias estacionales, serían esperables mayores concentraciones de bacterias en invierno que en verano, debido a la disminución de los efectos de la radiación UV que provocaría mayor viabilidad de los microorganismos. En este caso de estudio, ni la radiación ni la temperatura se consideran variables estocásticas, sino como se expuso en capítulos anteriores, dadas las estadísticas de las condiciones meteorológica locales, se adoptaron valores promedios estacionales para las mismas, no observándose diferencias significativas en cuanto a rangos de concentración y distancias de impacto, en lo que respecta a las

estaciones de verano e invierno, manteniendo fijas el resto de las variables consideradas (ver Figuras 4.7 y 4.8). Sin embargo, si se introducen valores diferentes para la tasa de muerte microbiana (5×10^{-2} en verano y 5×10^{-5} en invierno), los resultados concuerdan con las tendencias citadas en la bibliografía de referencia (ver Figura 4.9 en relación a Figura 4.7).

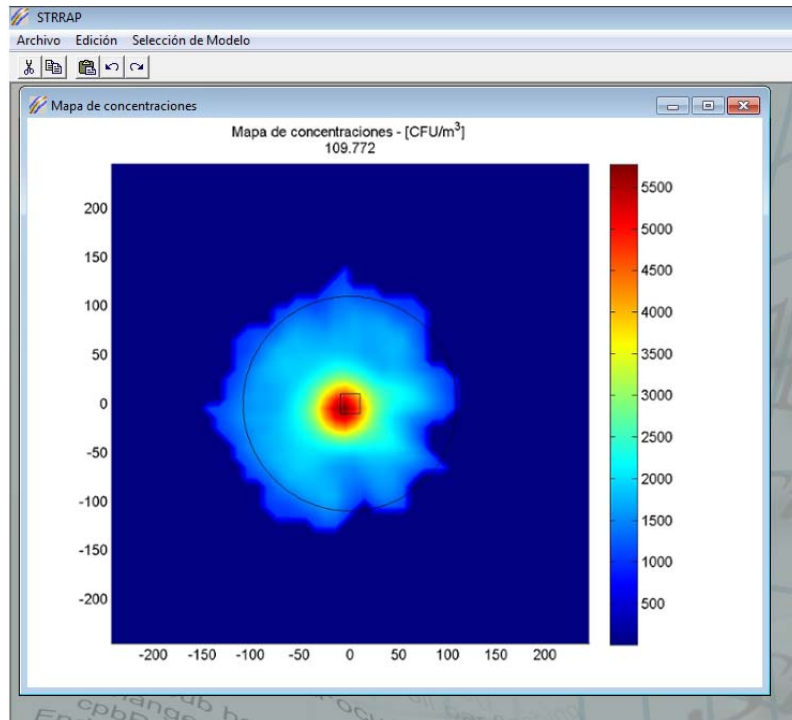


Figura 4.7: Mapa de concentraciones para bacterias –invierno, $f = 5 \times 10^{-5}$.

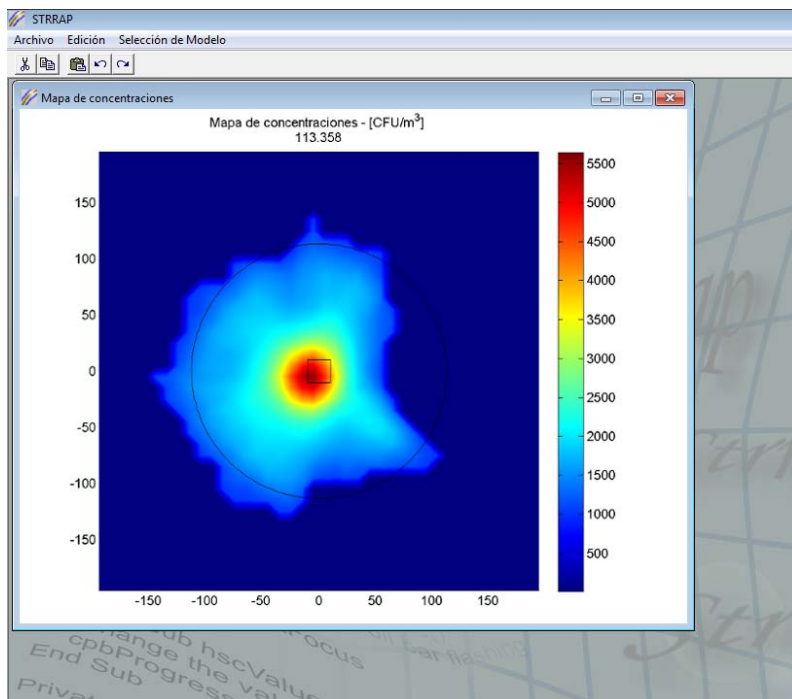


Figura 4.8: Mapa de concentraciones para bacterias – verano, $f = 5 \times 10^{-5}$.

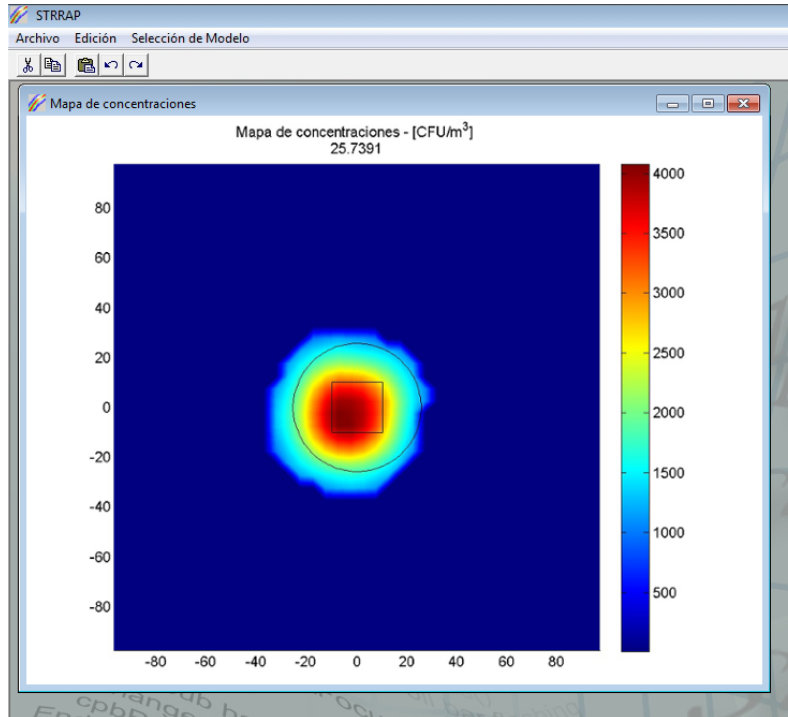


Figura 4.9: Mapa de concentraciones para bacterias - verano, $f = 5 \times 10^{-2}$.

Si comparamos las condiciones diurnas y nocturnas durante una estación, por ejemplo en invierno, puede apreciarse que las concentraciones sobre un mismo receptor son ligeramente superiores durante la noche que durante el día.

Este incremento de la concentración con la disminución de la temperatura y de la radiación solar coincide con trabajos realizados por otros autores (di Giorgio et al., 1996; Lighthart y Frisch, 1996; Shaffer y Lighthart, 1997; Karra y Katsivela, 2007). Sin embargo, debe destacarse que dichos autores analizaron la influencia de estas variables para casos puntuales. En este trabajo, la comparación entre distintas condiciones de emisión u horizontes de tiempo (verano, invierno, condición diurna o nocturna) se realizó sobre los resultados estadísticamente ponderados en el espacio temporal.

Por la noche se reduce la altura de la capa de mezcla, hay mayor estabilidad y por lo tanto la dispersión no se ve favorecida, resultando mayores las concentraciones en un punto dado. Por otro lado, los efectos de la radiación UV sobre las membranas de la célula de las bacterias suelen ser menores por la noche que durante el día, aumentando la viabilidad de las mismas e incrementando en estas condiciones las concentraciones de microorganismos (no obstante, este mecanismo no se considera en nuestro modelo). De lo expuesto, se concluye que resultan mayores las distancias de impacto durante la noche, lo que surge en función de los resultados del modelo (Figura 4.10 y Figura 4.11).

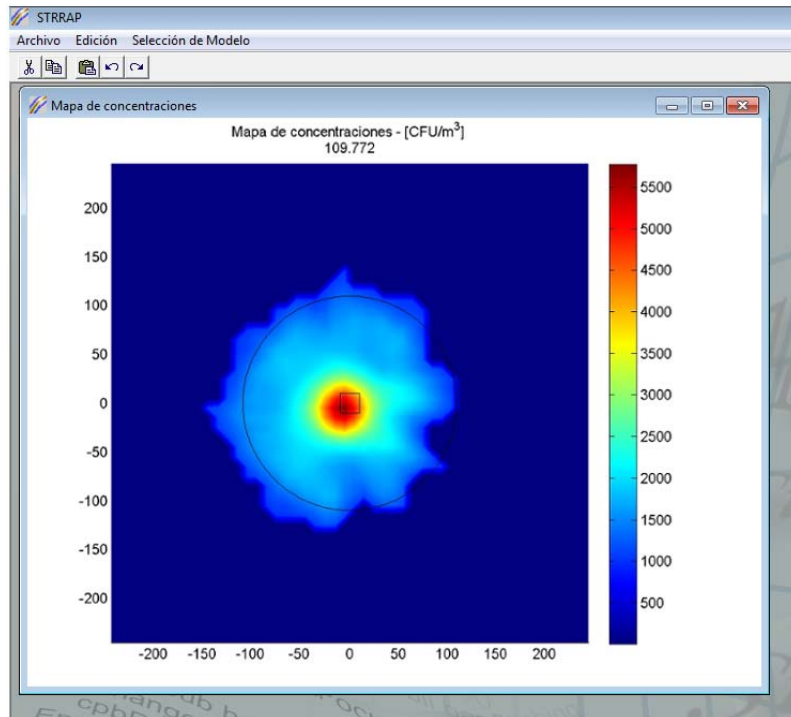


Figura 4.10: Mapa de concentraciones para bacterias - invierno – día.

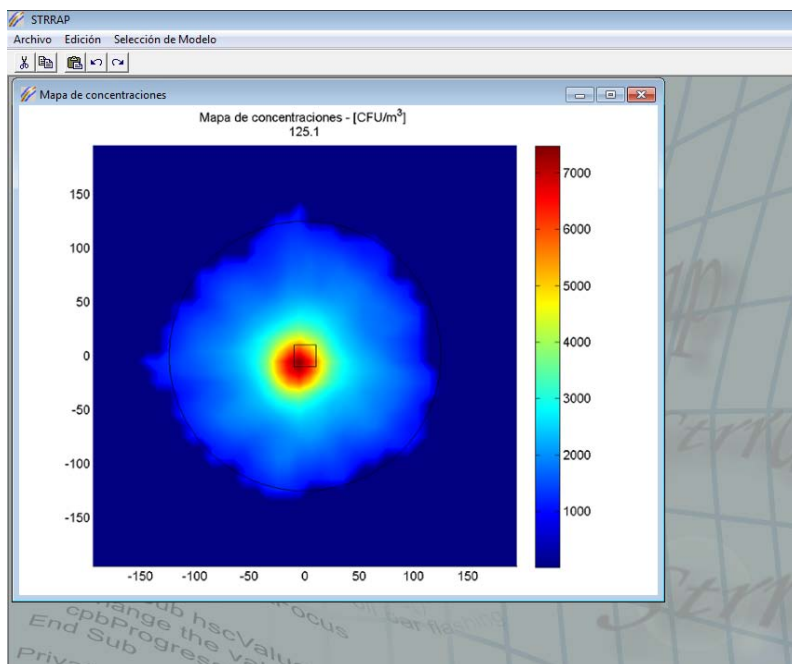


Figura 4.11: Mapa de concentraciones para bacterias – invierno – noche.

Por otro lado, si se incrementara la capacidad de la planta de tratamiento, con el consecuente aumento del caudal de emisión de microorganismos y para un horizonte de tiempo anual se pueden esperar variaciones en la distancia de impacto tal como se muestra en la Figura 4.12.

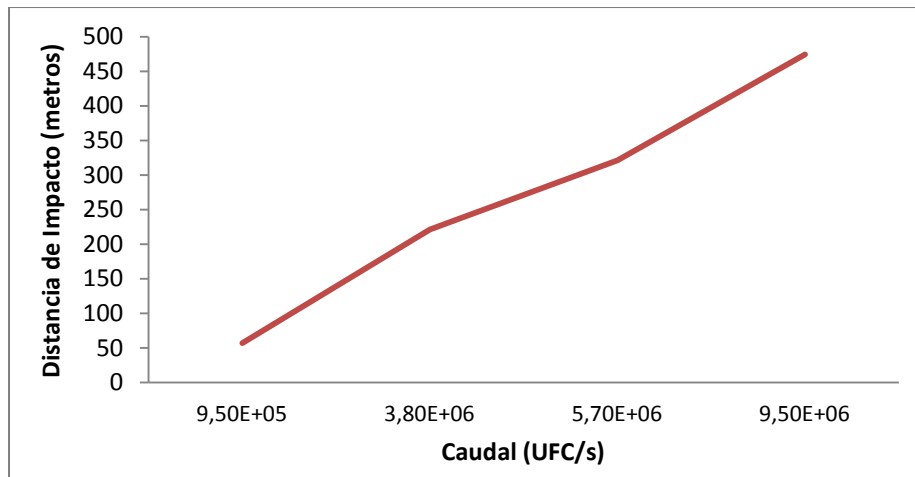


Figura 4.12: Distancias de impacto vs. caudal de emisión.

4.3.1.2. CASO DE ESTUDIO: ESTIMACIÓN DEL RIESGO DE INFECCIÓN POR BIOAEROSOLLES DEBIDO A LA APLICACIÓN DE BIOSÓLIDOS

Los lodos procesados a partir de materia orgánica derivada del tratamiento de aguas residuales, o biosólidos, suelen reutilizarse aplicándolos sobre tierras agrícolas como fuente de nutrientes y de materia orgánica. Dicha práctica, de origen tan antiguo como la propia agricultura, está ganando aceptación mundial y es fomentado tanto por la Agencia de Protección Ambiental (EPA), como también por distintos organismos e instituciones tanto de los EE.UU como de los principales países desarrollados.

En general, un porcentaje importante de los biosólidos aplicados, suelen ser designados como *Clase B*. Esto significa que en ellos se detectan patógenos, pero que han sido reducidos a niveles que no representan una amenaza para la salud pública y el medio ambiente, siempre y cuando se tomen medidas para evitar la exposición a los biosólidos después de haber sido aplicados a la tierra. Por ejemplo, en el caso de los biosólidos de *Clase B*, se deben utilizar ciertas prácticas de manejo, como restringir el acceso del público, el pastoreo o la cosecha de los cultivos de alimentos por un cierto período de tiempo después de la aplicación.

Algunos autores han estudiado la presencia de virus patógenos, E. Coli, bacteriófagos específicos, etc., en volúmenes de aire muestreado en sitios donde se realiza la aplicación de biosólidos (Dowd et al., 2000; Pillai y Ricke, 2002). Por ejemplo, (Dowd et al., 2000), detectaron la presencia de Coxsackievirus aerosolizado, causante de enfermedades como meningitis, neumonía y hepatitis, estimando valores de riesgos de infección en el rango de 3% al 100%.

El lodo crudo puede contener más de 100 especies diferentes de virus patógenos para los humanos. Varios autores estudiaron dichos lodos encontrando concentraciones de

virus entéricos, entre 1000-50000 ID/lt. En esta Sección se asumirá la presencia de Coxsackievirus A21 aerosolizado de un biosólido tratado hipotéticamente, aplicado a un área de tierras de cultivo de $1 \times 10^4 \text{ m}^2$. Se asume una aplicación de los biosólidos líquidos desde un tanque remolcado por un camión especializado que dispone de mangueras que salen del tanque de almacenamiento hacia las toberas de inyección, desde donde se liberan los biosólidos por rociado, con un caudal $Q_v = 6 \times 10^{-1} \text{ ID/seg}$.

Con esta información, se simula (con el módulo bioarsoles de STRRAP) la dispersión del virus en los alrededores de la región donde se diseminan los biosólidos. Se estima la distribución de concentraciones del mismo, y se propone además, trazar un mapa que permita visualizar el riesgo de infección en humanos por inhalación de Coxsackievirus.

Para estimar dicho riesgo se utiliza el modelo exponencial de (Haas et al., 1999):

$$P_I = 1 - \exp(-r \times C \times rh \times t) \quad (4.12)$$

donde:

P_I : Probabilidad de infección

r : Constante que define la habilidad de un organismo para infectar y debilitar el huésped (según (Couch et al., 1965) toma el valor 0.0253)

rh : Velocidad promedio de respiración en humanos (m^3/h) (EPA, 1997)

c : Concentración en el punto x, y, z ($\text{ID}_{50}/\text{m}^3$)

t : tiempo de exposición (hr)

En la primera simulación se adopta como tiempo de exposición 2 hrs, esto es, se asume una exposición constante durante dicho tiempo. No obstante, en la mayoría de los casos se procede a aplicaciones en forma de sprays, las cuales resultan en un período de duración específica que puede ser menor.

En cuanto a criterio de salud, se asume un valor de $6 \times 10^{-3} \text{ ID}/\text{m}^3$ (que se corresponde al valor de riesgo aceptable estándar de 10^{-4} establecido por la EPA para la infección por Coxsackievirus (EPA, 1995a) Guía para la Evaluación de Riesgos de Biosólidos - parte 503, de la EPA⁶).

⁶ <http://www.epa.gov/owm/mtb/biosolids/503rule/index.htm>

En la Figura 4.13, se resumen los parámetros de simulación adoptados.

The screenshot shows the STRRAP software interface for a virus simulation. The window is titled "Virus" and contains the following sections and parameters:

- Propiedades de la emisión:**
 - Nombre: Cocksackievirus
 - Criterio de salud [ID50/m3]: 6e-03
- Parámetros de la emisión:**
 - Altura de emisión [m]: 2
 - Caudal de emisión [ID50/s]: 6e-01
 - Coordenada X: 0
 - Coordenada Y: 0
- Propiedades del aire:**
 - Densidad [Kg/m3]: 1.255
 - Viscosidad [Kg/ms]: 1.789e-5
- Parámetros de dispersión:**
 - Modelo: Briggs (Other options: Pasquill, ISC3)
- Parámetros de simulación:**
 - Número de simulaciones: 2000
 - Distancia de interés [m]: 500
 - Discretización de la grilla [m]: 50
 - Altura del receptor [m]: 1.6
 - Temperatura [K]: 293
 - Conc. de Fondo [ID50/m3]: 2.1
 - Densidad [Kg/m3]: 1100
 - Diámetro [μ]: 1.0260
 - Estación: Año entero (Other options: Verano día)
 - Fuente: Area (Other option: Puntual)
 - Fuente Area:**
 - Delta X [m]: 50
 - Ancho [m]: 100
 - Largo [m]: 100
 - Fuente Puntual:**
 - Diámetro [m]: 0
 - Temperatura [K]: 293
 - Velocidad [m/s]: 2.4

A "Siguiete" button is located at the bottom of the parameter sections.

Figura 4.13: Parámetros de Simulación (Biosólidos - Coxackievirus A21)

En la Figura 4.14 se muestran los niveles representativos de *iso-concentración* sobre cada punto receptor en el área en estudio, con una distancia de impacto de aproximadamente 185 m.

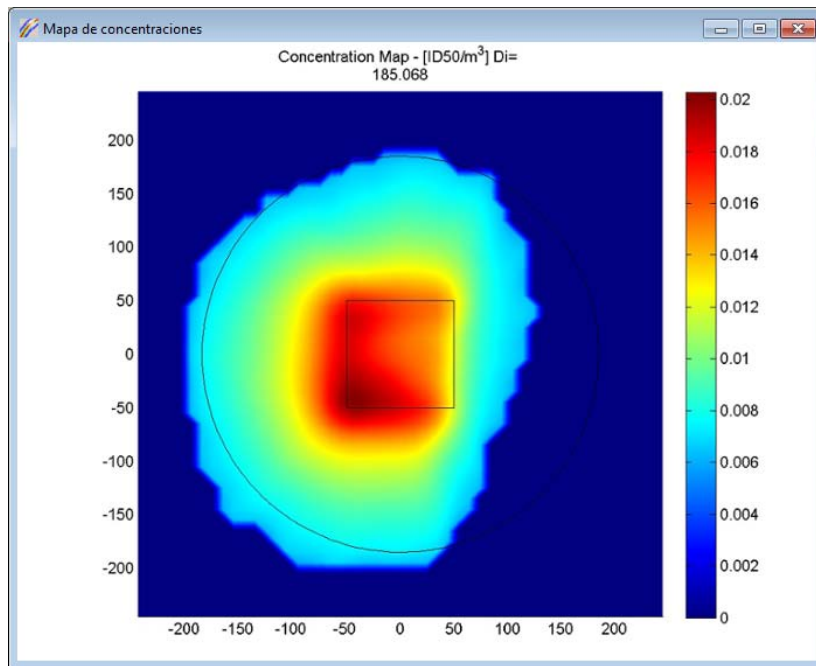


Figura 4.14: Mapa de isoconcentraciones de Coxackievirus A21

Por otro lado, como puede observarse en la Figura 4.15, utilizando la Ec. (4.12) para el cálculo del riesgo de infección, surge que la población existente en un radio de aproximadamente 250 m desde el lugar de aplicación del biosólido estará expuesta a niveles de riesgo mayores o iguales a 10^{-4} , siendo este valor el riesgo aceptable estándar establecido por la EPA para el riesgo de infección por Coxsackievirus.

En la Tabla 4.3 se resumen los resultados obtenidos en cuanto a riesgo de infección asumiendo diferentes tiempos de exposición. La Figura 4.16 muestra dichos resultados gráficamente, junto con la ecuación de la curva de tendencia, que en este caso se ajusta a una función lineal.

Tabla 4.3. Riesgo de infección para distintos tiempos de exposición.

Tiempo (hr)	Probabilidad de infección
0,25	0,00588849
0,50	0,01174231
0,75	0,01756166
1,00	0,02334674
8,00	0,17220416

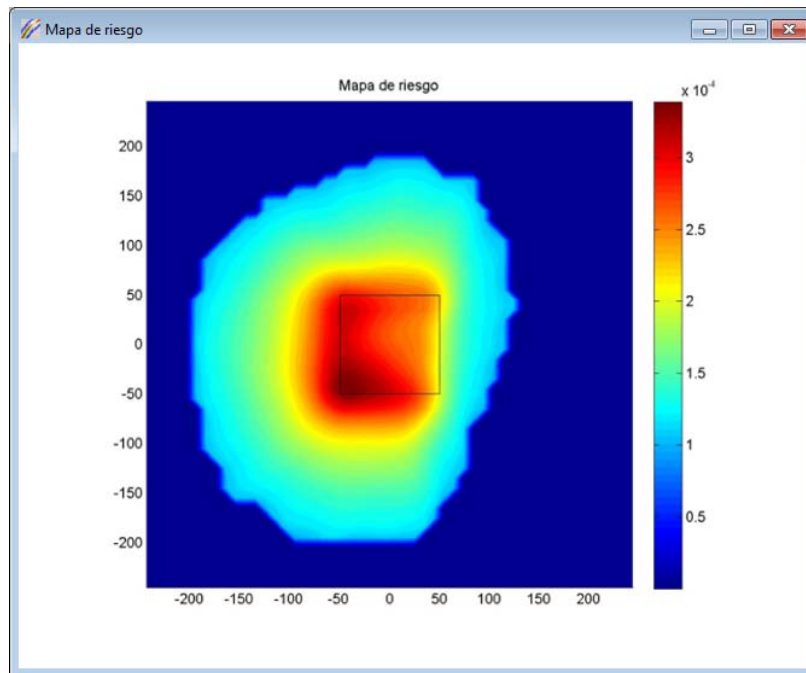


Figura 4.15: Mapa de isoriesgo de infección por Coxackievirus A2.

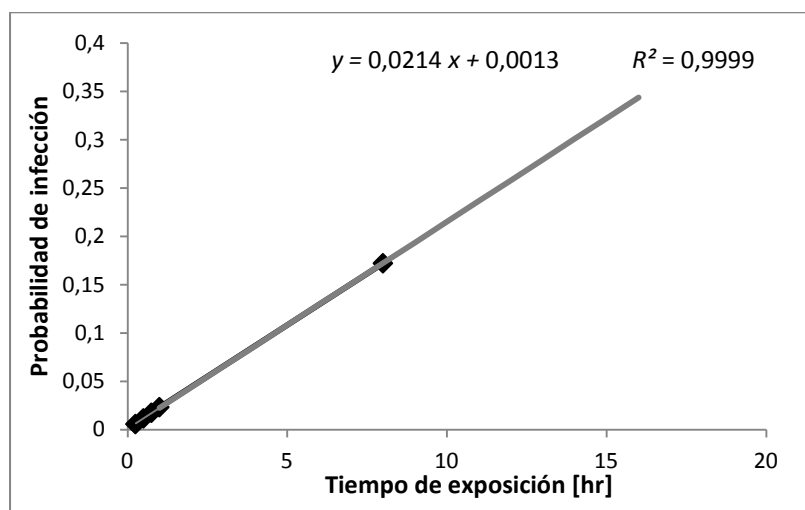


Figura 4.16: Probabilidad de infección por Coxackievirus A21 - tiempo de exposición.

4.3.1.3. CASO DE ESTUDIO: DISPERSIÓN DE VIRUS DE LA AFTOSA

El virus de la aftosa es uno de los virus más contagiosos conocidos, y constituye una de las mayores preocupaciones a nivel internacional, dado que es muy difícil controlar la enfermedad por su naturaleza, el amplio espectro de especies susceptibles a la misma, la gran cantidad de virus liberado por los animales infectados y por los diversos mecanismos de propagación conocidos.

Ocurrido un brote, la prevención del desarrollo de una epidemia requiere de una rápida respuesta, diagnóstico adecuada y la adopción de medidas de control y erradicación inmediatas. Normalmente, estas medidas apuntan a evitar el movimiento de personas,

vehículos, animales, productos contaminados y a la desinfección de los mismos en las zonas cercanas a los sitios donde se detecte la enfermedad. Aunque estas medidas se practiquen rigurosamente, el virus puede ser transportado por el aire, siendo éste un mecanismo incontrolable, y capaz de dispersar las biopartículas a una velocidad y extensión considerable.

También se sabe que el número de animales infectados en el foco de emisión, la cepa del virus y las especies afectadas tienen un significativo efecto sobre las distancias que el virus recorrerá, conservando aún el poder de infección (Donaldson et al., 2001; Alexandersen et al., 2003). (Gloster et al., 1981) estudiaron la dispersión del virus de la aftosa mediante un modelo Gaussiano obteniendo concentraciones de virus a más de 10 km de distancia. Asimismo, observaron que los cerdos constituyen la mayor fuente de excreción de virus, pudiendo emitir cada animal entre 1000 a 3000 ID/día, comparada con las aproximadamente 100 ID/día que puede emitir el ganado ovino y/o vacuno.

En esta Sección, se estudia un caso hipotético de infección con el virus de la aftosa en una granja ubicada en el Departamento Rosario. Se supone que la granja tiene una cantidad de 50 cerdos infectados con la cepa FMD C Noville (Sørensen et al., 2001). El flujo de emisión se calcula considerando que el caudal de aire exhalado por cada animal infectado contiene una concentración dada de virus propia de la especie infectada en el período de tiempo que dura la infección. En la Tabla 4.4 se muestra el flujo de unidades infecciosas y flujo respiratorio de las especies comúnmente presentes en los establecimientos ganaderos, tomados de la bibliografía.

Las simulaciones se llevan a cabo asumiendo que ocurren sobre áreas abiertas, despreciando así los efectos de turbulencia.

(Gloster et al., 2010) mostraron que las partículas de virus viables provenientes de animales infectados se distribuyen en partes iguales en un rango de tamaños que van de los 0.015 μm a los 20 μm . Esto explicaría cierta inefectividad de las partículas de virus según el tamaño, lo que justificaría considerar en el modelo efectos de deposición gravitatoria para las partículas de mayor tamaño. Sin embargo, se sabe también que es relativamente pequeña la cantidad de partículas con tamaños mayores a 10 μm , por lo que no se considerará en este caso la deposición de las partículas, asumiendo una hipótesis razonable y conservadora.

Por otro lado, considerando que la masa de virus emitida por animales infectados es muy baja (por ejemplo en el caso de epidemias por el virus de la aftosa), se acepta que el aire exhalado tiene la misma densidad que el aire ambiente.

Se sabe, además, que la temperatura no influye considerablemente en la supervivencia del virus, siendo propicias humedades relativas superiores al 60% (Jones y Harrison, 2004); por lo que las variables meteorológicas estocásticas asumidas son la dirección y velocidad del viento, y la clase de estabilidad atmosférica.

Se definen las zonas de afectación, considerando como valor crítico la dosis requerida para causar la infección en la mitad de la población ovina en las granjas vecinas, dado que se ha probado que ésta es la especie más vulnerable (Donaldson et al., 2001; Kitching et al., 2005).

Tabla 4.4. Flujo de virus de aftosa para animales comunes en una granja.

Especies	Flujo de ID (ID ₅₀ /min)	Flujo respiratorio (lt/min)
Ganado porcino	4 x 10 ³	25
Ganado vacuno	85	100
Ganado ovino	66	10

(Fuente: Casal et al., 1995)

La Tabla 4.5 muestra el resto de los parámetros requeridos para definir completamente las entradas al modelo.

Tabla 4.5. Parámetros de simulación para caso aftosa.

Flujo de emisión de virus (ID ₅₀ /s)	3333
Mínima concentración requerida para causar infección en un periodo de 24 hs., en una oveja (ID ₅₀ /m ³)	7x10 ⁻³
Número de simulaciones	2000

Como resultado, se obtuvieron las distribuciones de concentración de virus en los alrededores de la granja infectada (ver Figura 4.17), de acuerdo a la metodología ya explicitada en los ejemplos anteriores. Como puede observarse, dadas las hipótesis asumidas y el flujo de emisión supuesto relativamente elevado, la dispersión se ve favorecida, recorriendo el virus distancias importantes. La distancia de afectación estimada (90-percentil) para este caso resulta de 1380 m, comparable en el orden de magnitud con los resultados obtenidos por (Gloster et al., 1981), para un caso de estudio similar; aunque asumiendo condiciones típicas y/o extremas a diferencia de las distribuciones y criterios de significancia estadística aquí utilizados.

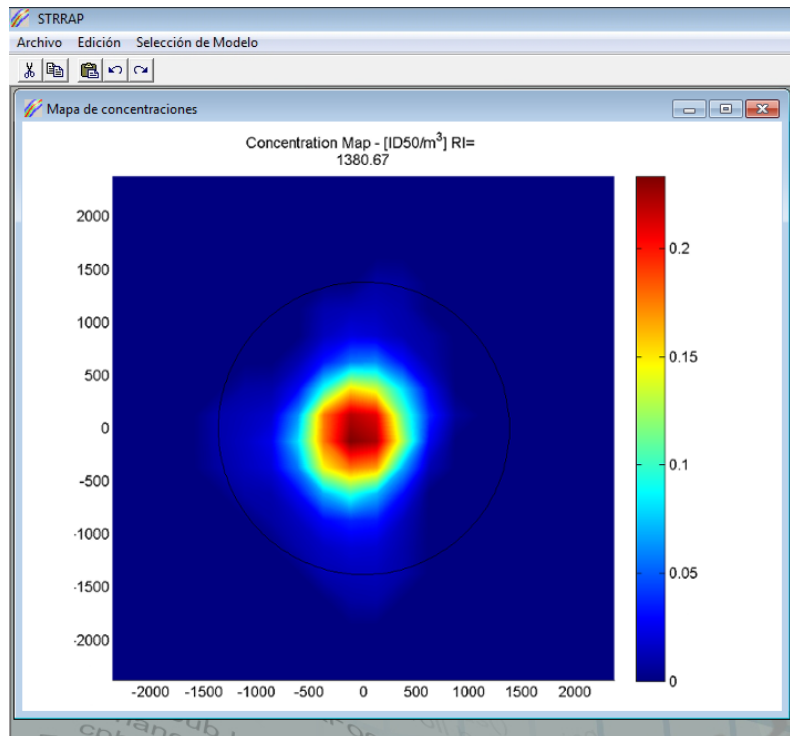


Figura 4.17: Mapa de concentraciones y distancia de afectación (RI) para aftosa.

4.4 CONCLUSIONES

En este Capítulo se seleccionaron los modelos y el conjunto de hipótesis adecuados, y se realizó la implementación computacional necesaria para calcular distancias de afectación ante la dispersión de microorganismos provenientes de diferentes fuentes de emisión, considerando la aleatoriedad de las variables meteorológicas.

Se mostró la versatilidad del módulo de bioaerosoles de STRRAP mediante el estudio de diferentes casos. En la Sección 4.3.1.1 se presentó un caso de emisión a la atmósfera de bacterias, coliformes y hongos en una planta de tratamiento de residuos líquidos cloacales. En la Sección 4.3.1.2 se analizó la difusión de Coxsackievirus A21 provenientes de una hipotética aplicación de biosólidos a un terreno para uso agrícola, y en la Sección 4.3.1.3 se mostró el cálculo de la concentración y distancias de afectación debido al fenómeno de difusión provocado por un hipotético brote de virus de aftosa.

En todos los casos se calcularon, las distancias de impacto y los mapas de concentraciones de las diferentes especies desde un punto de vista estocástico.

En estudios de comparación de diferentes modelos epidemiológicos (Gloster et al., 2010), utilizados para validar los modelos de simulación de difusión del virus de la aftosa, se resalta la influencia del efecto de las condiciones meteorológicas en la viabilidad del virus. También se destaca la importancia de los valores adoptados en cuanto a la cantidad

de virus excretada, la especie involucrada, y el tipo de virus. Por lo tanto, para lograr una buena estimación, y obtener adecuados criterios para la gestión ambiental, resultan críticos tanto la fiabilidad de los datos concernientes a los caudales de emisión como los de dosis infecciosas o criterios de salud de las diferentes especies.

Por otro lado, en caso de disponerse de información fiable acerca de la viabilidad de microorganismos en función de la temperatura y la humedad relativa, éstas variables se podrían incluir en la generación de los distintos escenarios meteorológicos como nuevas variables estocásticas, para considerar su influencia con mayor precisión.

Debe destacarse que en los modelos implementados se ha considerado solo el mecanismo de transporte difusivo, aunque obviamente los fenómenos fisicoquímicos involucrados son muy complejos y pueden afectar las estimaciones presentadas.

No obstante, en este Capítulo se presentó una de las aplicaciones mas relevantes y originales de STRRAP, capaz de estimar zonas afectadas por la dispersión de bioaerosoles considerando la meteorología local. Estas estimaciones constituyen una valiosa información tanto para el ámbito privado, como para las autoridades gubernamentales en general, a la hora de evitar riesgos de infección en la población humana y animal, provenientes de diferentes fuentes de emisión. Esta característica también muestra la robustez, flexibilidad y amplio abanico de aplicaciones tanto de la metodología como de su implementación computacional (STRRAP).

5.1 INTRODUCCIÓN

La Guía de Respuesta a Emergencias (GRE), desarrollada conjuntamente por el Departamento de Transporte de Canadá (TC), el Departamento de Transporte de los Estados Unidos (DOT), de la Secretaría de Comunicaciones y Transportes de México (SCT), y la cooperación del Centro de Información Química para Emergencias (CIQUIME) de Argentina, constituye una de las herramientas base ampliamente utilizada por bomberos, policías y otros servicios de emergencias para la rápida identificación de peligros específicos o genéricos de los materiales involucrados en un incidente de transporte de materiales peligrosos. Como ya se mencionó en el Capítulo 2, es una guía para asistir al personal y al público en general durante la fase inicial de un incidente.

No obstante, la GRE en sus diferentes versiones (2000, 2008, 2012) no menciona todas las posibles circunstancias que pueden estar asociadas a un incidente con materiales peligrosos, habiendo sido diseñada para ser utilizada prioritariamente en incidentes en el transporte de materiales peligrosos, tanto en carreteras como en ferrocarriles, por lo que su aplicación a incidentes en instalaciones fijas es limitada.

El problema del cálculo de distancias de afectación para fuentes fijas, considerando la inmensa variedad de equipos en industrias de proceso, impone un desafío de envergadura. Esto es así, ya que contrariamente al problema de transporte en sus diversas modalidades o gasoductos, donde los incidentes que involucran cisternas o ductos están acotados en cuanto a su rango de variabilidad, aquí existe diversidad y generalidad de casos de interés que dificultan el trabajo de generalización y el logro de índices o distancias con sentido práctico y con respaldo conceptual y teórico en cuanto a la metodología de obtención.

Es importante destacar, sin embargo, que independientemente de las dificultades planteadas, resulta clara la importancia de lograr un método de cálculo para tales distancias/índices en forma consistente. El desarrollo incipiente y sostenido del paradigma del diseño inherentemente seguro justamente implica la necesidad de lograr reducir el nivel de riesgo tecnológico asociado a los procesos en la etapa del diseño preliminar o

conceptual. Para ello, es necesario poder estimar una medida lo más aproximada posible del riesgo asociado a las distintas variantes de un proceso particular, sin la necesidad de tediosos cálculos y/o la utilización de variables o datos no disponibles (ya que un análisis de riesgos generalmente necesita de datos que solo se disponen cuando el diseño está completo y no en la fase preliminar de diseño conceptual).

(Gupta y Edwards, 2003) analizaron el problema del diseño inherentemente seguro de plantas químicas, resaltando la dificultad de medir adecuadamente mediante un parámetro el riesgo inherente de una planta o proceso dado. Destacan además, el hecho problemático de la necesidad de simplificar demasiado los métodos de cálculo para estimar índices adecuados, con el propósito de ganar generalidad; pero al precio que los mismos resulten poco confiables para la toma de decisiones o para discriminar alternativas adecuadamente o confiablemente, durante el curso del diseño en la etapa de síntesis de procesos.

En trabajos más recientes se han realizado importantes esfuerzos para proponer criterios que permitan incluir la evaluación del riesgo en la etapa de diseño de procesos (Khan y Amyotte, 2005; Leong y Shariff, 2008; Rusli y Mohd Shariff, 2010; Shariff y Zaini, 2010). Incluso se ha propuesto un método para optimizar un proceso considerando el costo asociado al riesgo de determinados eventos (determinados a priori) a los efectos de balancear los costos incurridos en la reducción del riesgo y los impactos monetarios de los eventos analizados (Medina et al., 2009). (Shariff y Leong, 2009) proponen un método para evaluar el riesgo inherente a un proceso utilizando las sustancias que se procesan y las condiciones de operación.

El análisis de riesgos aplicado a un dado lay out de planta es crítico a los efectos de reducir al mínimo las consecuencias de posibles pérdidas o derrames y a las probabilidades de ocurrencia del efecto dominó. El escalamiento o efecto dominó puede darse por un incendio, explosión (onda de presión y proyección de misiles) o nubes de gases tóxicos capaces de causar una pérdida del control en operaciones que se realizan en otros puntos alejados del equipo u operación que provocó el evento primario (o desencadenante del efecto dominó).

En la actualidad, pocas metodologías consideran el efecto dominó en la etapa de diseño, utilizándose aún las tradicionales tablas de segregación de distancias para la representación gráfica del layout de la planta (Khan y Amyotte, 2005; Cozzani et al., 2006). Esto es así, ya que en este caso resulta sumamente compleja la evaluación de las consecuencias y/o la vulnerabilidad del entorno. No obstante, (Cozzani et al., 2006)

analizan una metodología de análisis de riesgos basada en un entorno SIG considerando el efecto dominó.

Por otro lado, (Yu et al., 2008) se enfocaron en el cálculo de distancias de seguridad desde el punto de vista de la obtención de las mismas mediante metodologías basadas en el análisis de consecuencias o basadas en el análisis de riesgos. Ellos muestran la influencia e importancia de considerar la frecuencia de ocurrencia (esto es, incorporar un factor probabilístico) en la determinación de distancias de seguridad.

Por lo expuesto, disponer de índices o una métrica metodológicamente validada, y con sustento estadístico (como lo son las distancias de impacto o afectación) ante potenciales incidentes asociados a equipos de procesos, implicaría un paso adelante de magnitud importante, en ambos sentidos; el práctico y el conceptual o teórico, en particular para la estimación del efecto dominó y el diseño del lay out de plantas en la etapa de la ingeniería conceptual, un hecho escasamente reportado en la literatura abierta.

Por último, tales distancias permitirían el cálculo estimativo del riesgo en el entorno en forma sencilla, un hecho relevante y aún no explorado, de innumerables consecuencias para la teoría de diseño inherentemente seguro de procesos químicos.

5.2 METODOLOGÍA GENERAL

En este Capítulo se presenta una metodología para estimar distancias de seguridad desde un punto de vista estocástico, para fugas accidentales de fluidos peligrosos provenientes de la ruptura de equipos de proceso. En particular, se abordará el análisis para tanques de almacenamiento. No obstante, es posible extender la metodología a otros equipos.

Se asume conocido el tipo de equipo, por ejemplo un tanque de almacenamiento conteniendo un fluido específico, cuyas condiciones de operación, características constructivas y propiedades intrínsecas del fluido de referencia también son conocidas. Para la evaluación de las consecuencias, es necesario definir los escenarios representativos de fuga. Podemos asumir que en tanques, las fugas pueden darse por ruptura en distintos puntos del equipo y de magnitudes diferentes. Basándose en datos históricos de accidentes para tanques atmosféricos pueden construirse las funciones de densidad de probabilidad de tamaños de orificios (o un conjunto discreto de tamaños de orificios con sus probabilidades de ocurrencia), representativos de las posibles rupturas. Esta información es necesaria para estimar los posibles caudales y la masa total de fluido disponible para la fuga.

Además, con el objeto de evaluar todos los escenarios posibles y definir los modelos apropiados para el análisis de consecuencias, debe considerarse si el escape tiene

posibilidad de formación de más de una fase, ya sea por aerosolización o por flasheo. Para fugas líquidas se tiene en cuenta la formación de charco y consecuente evaporación en el modelo de fuga.

Una vez definidos los caudales de fuga, los escenarios accidentales y los parámetros determinísticos, deben establecerse los principales parámetros estocásticos de mayor efecto en el proceso físico involucrado. De acuerdo a la metodología general propuesta en el Capítulo 2, se evalúa la variable causativa del daño (concentración, sobre-presión, radiación) sobre cada punto de la grilla en estudio o receptor, aplicando el modelo de consecuencias más apropiado (modelo de dispersión de nubes tóxicas, de explosión de nube de vapor no confinada, de incendio). Al momento, STRRAP no tiene probados los modelos de explosión e incendios, por lo que el caso de estudio seleccionado y los siguientes pasos en la descripción de la metodología hacen referencia al fenómeno de dispersión de nubes tóxicas en aire.

Luego de aplicar el método de Monte Carlo para la generación de las entradas correspondientes a las variables estocásticas, mediante la utilización del modelo de dispersión se obtienen las funciones de densidad de probabilidad (o histogramas) de concentración de la sustancia tóxica sobre cada potencial punto receptor y para un horizonte de tiempo determinado (anual, por estaciones u otro). Como se expuso en los Capítulos anteriores, para la zona en estudio se construye una grilla de receptores de coordenadas (X_j, Y_k) .

Para sustancias tóxicas, uno de los criterios más utilizados para determinar distancias de seguridad son los *ERPGs*, definidos por la Guía de respuestas ante emergencias (Brown et al., 2000) (ver Secciones 1.2, 1.4 y 2.6).

Como ya se ha mostrado, STRRAP permite individualizar cada receptor vulnerable dando las coordenadas de todos los puntos donde el/los criterio/s de salud establecidos resulten superados en la simulación. Así, se determina la distancia entre el foco de emisión y cada receptor donde dichos niveles de concentración críticos se excedieron en cada simulación estocástica, obteniéndose las distribuciones de probabilidades (o histogramas de frecuencias) de distancias. Como en capítulos anteriores, se toma el 90 percentil de la distribución como el valor representativo de distancia de seguridad estadísticamente ponderado.

Centrando el trabajo en fugas líquidas, se propone analizar el efecto del tamaño de orificio que da origen al derrame y el nivel de líquido en el tanque, sobre el flujo másico derramado y el área del charco disponible para la evaporación. Así, pueden obtenerse

curvas paramétricas de las distancias de impacto, DI en función del nivel de líquido en el tanque, h , para un conjunto de tamaños de orificio representativos. Además puede representarse una curva $DI-h$ promedio ponderada obtenida a partir de las probabilidades de ocurrencia de cada diámetro de orificio.

En la siguiente Sección se presentan las curvas $DI - h$ de fugas en un tanque de almacenamiento de metanol, de modo de describir en detalle para un caso particular la metodología propuesta.

5.3 CASO DE ESTUDIO: FUGA EN TANQUE DE ALMACENAMIENTO CON METANOL, SIN DIQUE DE CONTENCIÓN

El presente análisis corresponde a fugas en un tanque atmosférico de almacenamiento de metanol sin dique de contención dentro de una planta de procesos.

En la Figura 5.1 se puede observar un árbol de eventos que representa una discretización de tamaños de orificios y sus probabilidades para tanques atmosféricos típicos construido a partir de datos estándar de la bibliografía (API, 2000), que se adoptará como referencia para pesar probabilísticamente las distancias de impacto según los distintos diámetros de orificio.

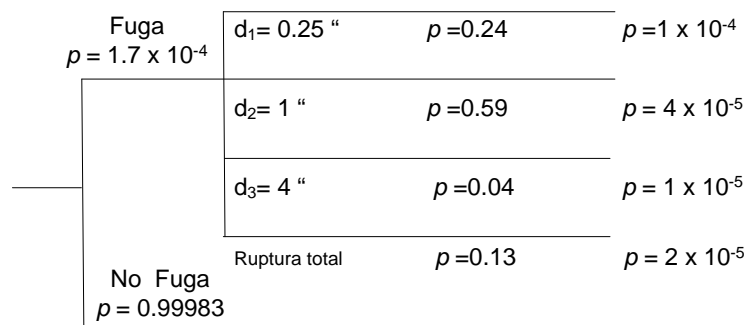


Figura 5.1: Árbol de probabilidades para distintos diámetros de orificio en tanques de almacenamiento.

El tiempo de fuga se toma de la (API, 2000), asumiendo el caso de ausencia de detección automática de fuga (peor caso). La Tabla 5.1 muestra los tiempos de fuga característicos para el conjunto de orificios seleccionados como representativos. Se adopta el peor caso en relación a la altura sobre el piso del tanque donde se produce la ruptura, esto es, se asume que la fuga tendrá lugar en la base del tanque.

Por otro lado, se asume que el volumen de líquido en el tanque es suficiente para que la masa derramada en el tiempo estimado de fuga cause una emisión continua y sea solo función de la altura del nivel de líquido.

Tabla 5.1. Diámetros de orificio característicos – tiempo de fuga

Diámetro orificio (in)	Tiempo de fuga (min)
0.25	60
1	30
4	20

(Fuente API 581)

La descarga a través del orificio se estima a través de la Ecuación (5.1) (CCPS, 2000).

$$Q_f = \rho_l \cdot A_o \cdot \sqrt{-[(P_{exo} - P_{snl}) * \frac{100000}{2 \cdot \rho_l} + (9.8(0 - h_{so}))]} \quad (5.1)$$

donde:

Q_f : Flujo másico derramado (Kg/s)

A_o : Área del orificio

ρ_l : Densidad del líquido (Kg/m³)

p_{exo} : Presión exterior al orificio (bar)

p_{snl} : Presión sobre el nivel del líquido (bar)

h_{so} : Altura de líquido sobre el orificio (m)

Según recomendaciones de la EPA (ALOHA) para líquidos poco viscosos, como el metanol, se puede asumir la formación de charcos con alturas entre 5 cm y 10 cm. Adoptando valores en este rango, con el caudal másico estimado por la Ecuación (5.1) para cada diámetro de orificio (supuestos en la base del tanque) y para cada nivel de líquido, se puede determinar el área del charco correspondiente, mediante:

$$A = \frac{Q_f}{h_{ch} \rho_l} \quad (5.2)$$

A : Área del charco (m²)

Q_f : Flujo másico derramado (Kg/s)

h_{ch} : Altura del charco (m)

La Tabla 5.2 muestra los valores calculados para los diámetros de orificio seleccionados y distintas alturas de líquido.

A partir de estos resultados se encontró una correlación exponencial para estimar el área del charco en función de la altura de líquido sobre el orificio, del diámetro del mismo y del tiempo de fuga:

$$A = (D * t * 0,258875 - 1,915417) * (h_{so}^{0,244708})^2 \quad (5.3)$$

donde:

D : diámetro del orificio (inch)

t : tiempo (min)

h_{so} : altura sobre el sobre el orificio (m)

Tabla 5.2. Caudal másico, área del charco calculados según diámetros de orificio característicos.

Fuga 1		Diámetro orificio: 0.25"				Tiempo de fuga: 60 min		
Altura del líquido sobre el orificio [m]	1	3	5	7	9	11	13	15
Caudal másico [mg/s]	6696,3	11464,2	14720,4	17355,5	19627,0	21652,4	23497,1	25201,7
Diámetro del pool [m]	2,47	3,24	3,67	3,98	4,24	4,45	4,63	4,80
Área del pool [m ²]	4,81	8,23	10,57	12,46	14,09	15,55	16,87	18,10
Fuga 2		Diámetro orificio: 1"				Tiempo de fuga: 30 min		
Caudal másico [mg/s]	59201,9	101355,3	130143,6	153440,6	173523,1	191430,0	207738,8	222809,5
Diámetro del pool [m]	7,36	9,63	10,91	11,84	12,60	13,23	13,78	14,27
Área del pool [m ²]	42,51	72,78	93,45	110,18	124,60	137,46	149,17	159,99
Caudal másico [mg/s]	610888,8	1045858	1342917	1583312	1790538	1975315	2143600	2299111
Diámetro del pool [m]	23,63	30,92	35,04	38,05	40,46	42,50	44,27	45,85
Área del pool [m ²]	438,66	750,99	964,30	1136,92	1285,72	1418,40	1539,24	1650,90

Así, para cada tamaño de orificio, y para diferentes niveles de líquido sobre el mismo queda definida el área del charco formado alrededor del tanque. Luego, la cantidad de metanol capaz de evaporarse y dispersarse en la atmósfera se estima mediante la Ecuación (5.4):

$$Q_{evap} = \frac{M_m \cdot k_g \cdot A \cdot p_{sat}}{R_g T_a} \quad (5.4)$$

donde:

Q_{evap} : Flujo evaporación (Kg/s)

M_m : Masa molecular

A : Área del charco

k_g : Coeficiente de transferencia de materia (m/s)

p_{sat} : Presión de saturación (atm)

R_g : Constante universal de los gases ideales (atm m³/gmol °K)

T_a : Temperatura ambiente (°K)

Para cada uno de estos caudales de fuga se adopta una temperatura promedio de 303 °K, siendo las demás variables meteorológicas consideradas como variables estocásticas, ingresándose sus funciones de densidad de probabilidad característica de la región en estudio a STRRAP.

Mediante la aplicación del módulo de gases livianos de STRRAP se realizan las simulaciones estocásticas para cada caudal de metanol, obteniéndose los mapas de concentraciones y distancias de impacto en función del área del charco formado, según la metodología explicada en el Capítulo 2. La Tabla 5.3 resume los resultados de las simulaciones para el presente caso de estudio y para un criterio de salud correspondiente al *ERPG-1* (200 ppm).

Se recuerda que el *ERPG-1* representa la máxima concentración en aire por debajo de la cual se cree que casi todos los individuos pueden estar expuestos hasta 1 hora experimentando sólo efectos adversos ligeros y transitorios o percibiendo un olor claramente definido.

Tabla 5.3. Distancias de impacto según ERPG1.

Fuga 1		Diámetro orificio: 0.25"				Tiempo de fuga: 60 min			
Altura del líquido sobre el orificio [m]		1	3	5	7	9	11	13	15
Área del pool [m ²]		4,81	8,23	10,57	12,46	14,09	15,55	16,87	18,10
Distancia de impacto para ERPG-1 [m]		4,53	8,28	9,30	11,77	12,02	15,70	15,57	15,89
Fuga 2		Diámetro orificio: 1"				Tiempo de fuga: 30 min			
Área del pool [m ²]		42,51	72,78	93,45	110,18	124,60	137,46	149,17	159,99
Distancia de impacto para ERPG-1 [m]		38,77	58,84	71,15	75,58	95,13	117,69	115,11	115,11
Fuga 3		Diámetro orificio: 4"				Tiempo de fuga: 20 min			
Área del pool [m ²]		438,66	750,99	964,30	1136,92	1285,72	1418,40	1539,24	1650,90
Distancia de impacto para ERPG-1 [m]		287,77	493,12	540,37	634,05	697,32	774,90	870,52	947,53

En la Figura 5.2 se representaron las distancias de impacto en función del área del charco formado, encontrándose una función de ajuste potencial, con un coeficiente de regresión $R^2 = 0,9985$, y función de correlación dada por la Ecuación (5.5).

$$y = 1,221 \cdot x^{0,896} \quad (5.5)$$

Por otro lado, las distancias de impacto obtenidas para cada uno de los tamaños de orificio se componen probabilísticamente como un promedio ponderado que utiliza las probabilidades dadas en la Figura 5.1, pudiéndose representar una distancia de impacto ponderada en función de la altura de líquido en el tanque. En la Figura 5.3 se muestran los resultados para el criterio de salud *ERPG-I*, junto con los ajustes de tendencias lineal ($y = 5.8676 x + 98.648$) y exponencial ($y = 61.045 x^{0.419}$), pudiéndose observar un comportamiento lineal en un rango de nivel de líquido sobre el orificio de entre 7 m y 25 m, lo cual es una altura habitual para tanques de almacenamiento estándar dentro de la industria de procesos.

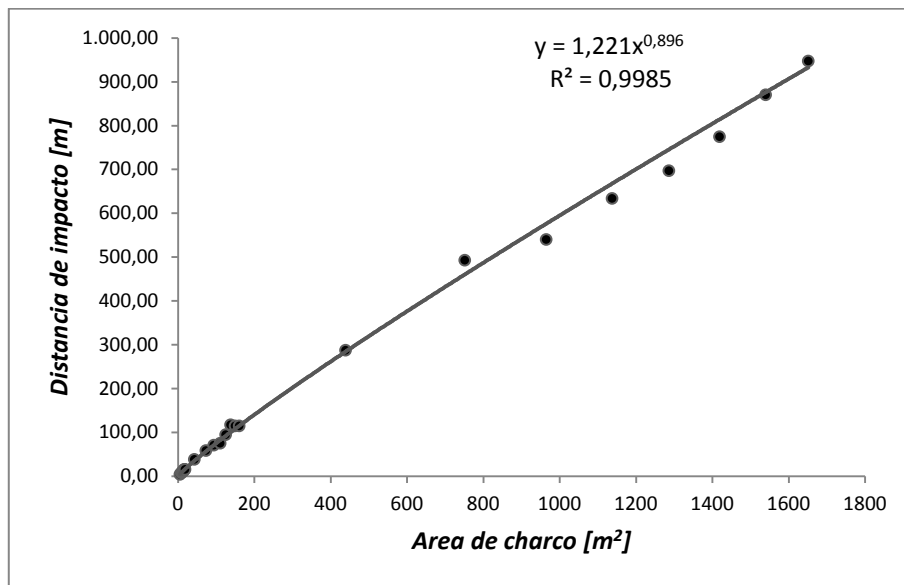


Figura 5.2: Distancias de impacto en función del área del charco.

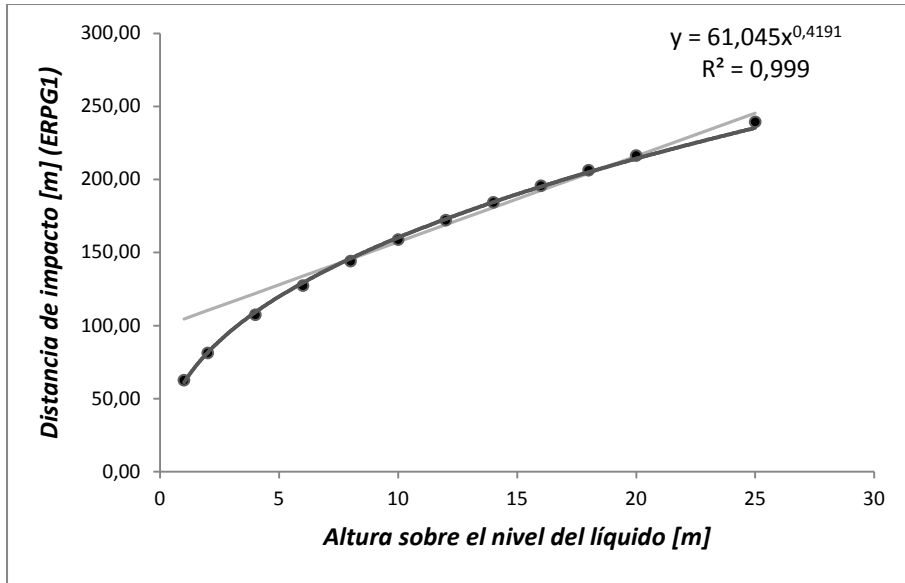


Figura 5.3: Distancias de impacto ponderadas vs. altura de nivel de líquido (para ERPG-1).

Las Figuras 5.4 y 5.5 muestran las curvas Distancias ponderadas - Altura de líquido (*D-h*) para los criterios de salud *ERPG-2* (1000 ppm) y *ERPG-3* (5000 ppm), respectivamente.

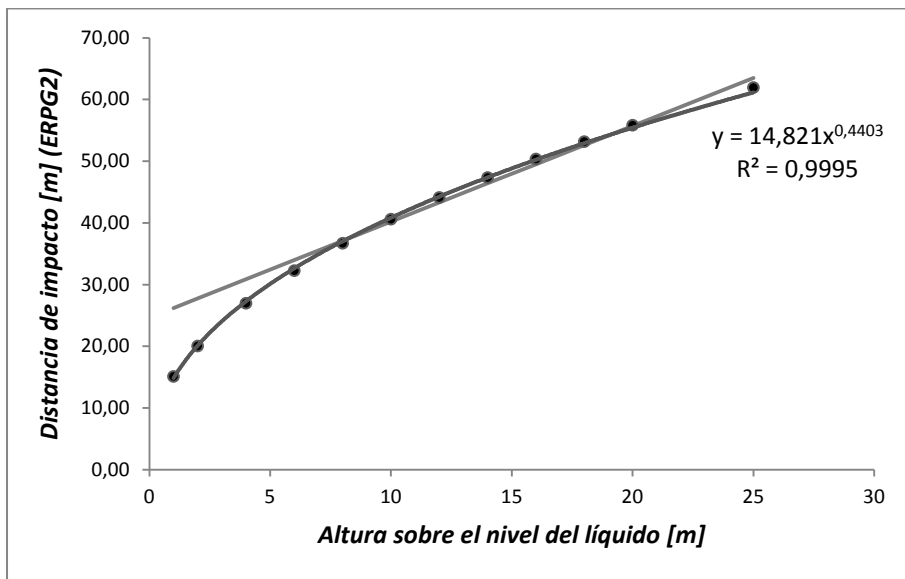


Figura 5.4: Distancias de impacto ponderadas vs. altura de nivel de líquido (para ERPG-2).

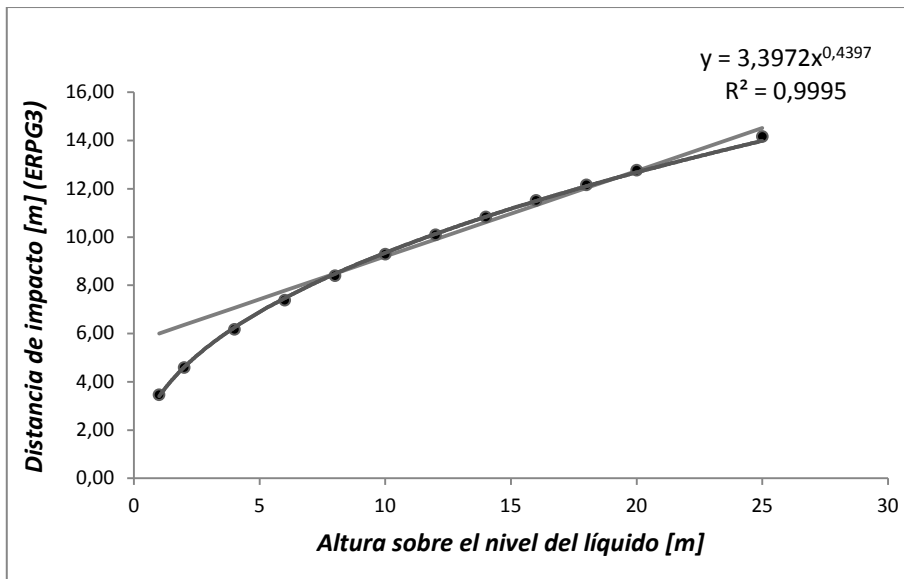


Figura 5.5: Distancias de impacto ponderadas vs. altura de nivel de líquido (para ERPG-3).

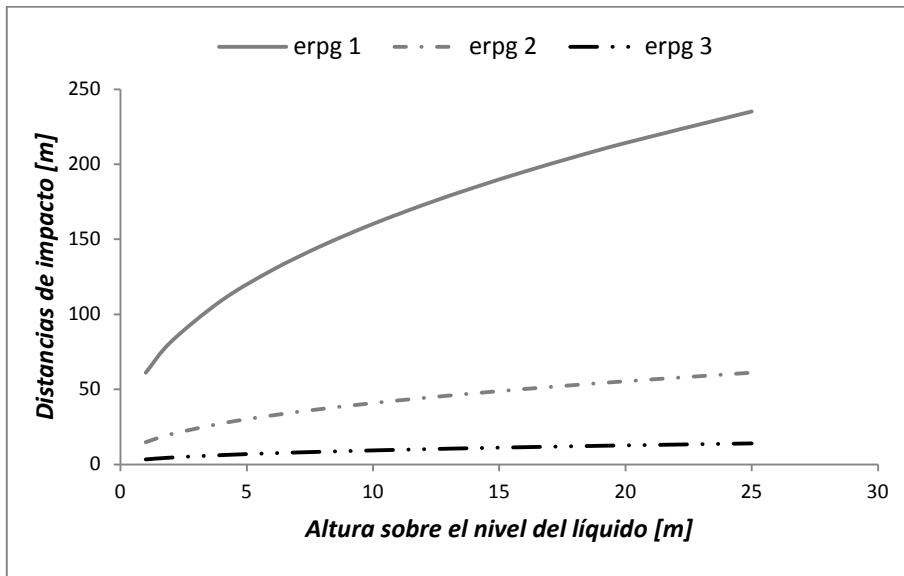


Figura 5.6: Distancias de impacto en función de la altura de nivel de líquido.

En la Figura 5.6 se pueden observar las curvas D-h para los tres criterios de salud. La misma permite ver fácilmente que para una dada altura de líquido la distancia de impacto para el criterio de salud *ERPG-2* es menor que para el *ERPG-1*. A su vez la distancia de impacto para el criterio *ERPG-3* es menor que para el *ERPG-2*. En efecto, las concentraciones más altas (1000 ppm y 5000 ppm, para el *ERPG-2* y *ERPG-3* respectivamente) se alcanzan en sitios mucho más próximos a la fuente de emisión, mientras que el valor de 200 ppm, por efecto de la dilución por dispersión en el aire se localiza en puntos más alejados.

De este modo, pueden determinarse fácilmente distintas zonas de impacto, según interese evaluarse efectos que amenacen la vida de las personas, efectos serios o irreversibles o síntomas que pudieran impedir la posibilidad de llevar a cabo acciones de protección, o simplemente localizar las zonas donde se presenten efectos adversos ligeros y transitorios o percibiendo un olor claramente definido.

En el caso de presentarse escenarios que involucren radiación y/o sobrepresión, se pueden definir no sólo zonas de impacto en relación al efecto sobre las personas, sino determinar la separación mínima entre equipos, edificios y/o medioambiente para mitigar los efectos de un posible incendio, explosión o impacto de proyectiles a los efectos de prevenir el escalado y la generación de eventos en cadena (o efecto dominó).

5.4 CONCLUSIONES

En este capítulo se aplicaron los modelos disponibles en STRRAP y la metodología general de cálculo de distancias de seguridad, a un conjunto de posibles escenarios asociados a un tipo de incidente en un equipo específico de la industria de procesos. Específicamente, se analizaron los escenarios y se formularon las hipótesis adecuadas para calcular las distancias de afectación estadísticamente significativas ante la dispersión de metanol debido al derrame y evaporación provocados por la ruptura de un tanque de almacenamiento. Se adoptaron las variables determinísticas y estocásticas correspondientes al modelo de dispersión, realizándose un número importante de simulaciones con STRRAP a los efectos de generar curvas paramétricas que permitan estimar el comportamiento del sistema, considerando la altura del nivel de líquido, la posición del orificio donde ocurre la falla, el derrame, el diámetro del orificio y el tiempo de fuga.

Como resultado, las curvas obtenidas representan una herramienta muy útil para determinar de forma rápida las distancias de seguridad ante determinados escenarios accidentales, a través de parámetros fácilmente medibles o estimables al momento de ocurrido un accidente en instalaciones fijas, como por ejemplo la altura de líquido en el tanque.

Las distancias obtenidas en este capítulo no tienen en cuenta la probabilidad de ocurrencia del accidente, sólo se consideraron en los cálculos las probabilidades de cada tamaño de orificio, asumiendo que ocurrió el accidente.

Otro enfoque que podría desarrollarse, si se desea considerar este factor, es calcular las distancias según lo expuesto en la Sección 2.8.3. Esto es, definir zonas o regiones vinculadas a ciertos niveles de riesgo, donde para identificar estas regiones en la zona en

estudio, en lugar de tomar los criterios de salud ERPG-s, se toman aquellos valores de concentración, radiación o sobrepresión para los que existe una probabilidad significativa de provocar determinadas consecuencias, por ejemplo muerte, 80 % de quemaduras de 1° grado, colapso de los edificios, etc.

Como queda expuesto, son numerosos los casos donde podría extenderse esta metodología. Por ejemplo, a la determinación de curvas de distancias de impacto para otros equipos, para un mismo equipo en distintas condiciones de operación, e incluso para sistematizar la tarea de abordar distintos escenarios que involucren no solo distintos equipos, sino un conjunto de sustancias comunes. Estos resultados combinados con parámetros económicos, factores de mercado o medioambientales, constituyen el paso inicial para generar índices con una fuerte base estocástica, de suma importancia para la toma de decisiones en el área de análisis de riesgo y diseño inherentemente seguro de procesos.

6.1 LOGROS ALCANZADOS Y LIMITACIONES PRESENTES EN ESTE TRABAJO DE TESIS

En este capítulo se resumen los principales resultados y conclusiones obtenidas a lo largo de este trabajo de tesis, al igual que se exponen las limitaciones encontradas y los problemas que podrían abordarse en futuros trabajos.

En el Capítulo 1 se situó al lector en la problemática de las liberaciones accidentales de sustancias peligrosas a la atmósfera con graves riesgos para la salud, los peligros asociados a las mismas, y la vulnerabilidad de las personas ante tales circunstancias, quedando expuesto que uno de los parámetros más importantes a la hora de planificar respuestas ante accidentes de envergadura, es la distancia de afectación de tales eventos. Se introdujeron los conceptos y definiciones básicas y fundamentales del área de análisis de riesgos, las metodologías existentes para cuantificarlo, y se enunciaron algunos de los modelos computacionales más utilizados para el cálculo de consecuencias o vulnerabilidad y evaluación de riesgos ante accidentes tecnológicos.

Quedó de manifiesto la necesidad de generar herramientas eficientes que cubran una variedad de modelos de dispersión (gases livianos, gases pesados y material particulado), de utilidad para minimizar las consecuencias de ciertos incidentes y/o para la adecuada planificación y gestión de situaciones de emergencia.

Por otro lado, se expusieron las dificultades observadas a la hora de realizar el cálculo de distancias de afectación para fuentes fijas, considerando la inmensa variedad de equipos de proceso, tanques de almacenamiento, entre otros, lo cual impone un desafío de envergadura, ya que contrariamente al problema de transporte o gasoductos, donde las cisternas o ductos están acotadas en cuanto a su rango de variabilidad, aquí existe diversidad y generalidad de casos de interés que dificultan el trabajo de generalización y el logro de índices o distancias con sentido práctico y con respaldo conceptual y teórico en cuanto a la metodología de obtención.

Por los motivos expuestos, se planteó como objetivo central de la tesis, el desarrollo de un sistema integrado capaz de soportar la tarea de evaluación del riesgo y el cálculo de distancias de intervención ante eventos de dispersión en aire no sólo de gases tóxicos, sino también material particulado y bioaerosoles. De esta manera, basándose en el prototipo

STRRAP (Godoy et al., 2007), se implementó una nueva estructura y estrategia de cálculo, principalmente en la reelaboración del bloque de pre y post-procesamiento y el desarrollo de métodos eficientes para la estimación de distancias de seguridad o impacto, en función de las distintas problemáticas a abordar.

En el Capítulo 2 se presenta un desarrollo teórico unificado aplicable al problema del cálculo del riesgo, tanto para fuentes de emisión fijas (tanques de almacenamiento, chimeneas), como a parámetros distribuidos (por ejemplo oleoductos o gasoductos) y/o móviles (problema de accidentes en el transporte de sustancias peligrosas). En el último caso, se utilizó el concepto de *Emisor de Referencia Estocástico, ERE*, y la aplicación de un algoritmo de compresión de datos llamado *Algoritmo de Traslación*. Así, la simulación estocástica se aplicó al *ERE*, reduciéndose considerablemente el esfuerzo computacional.

Por otro lado, y para definir un valor representativo del riesgo en cada punto receptor de la grilla, a partir del histograma de concentraciones obtenido, se desarrolló una nueva subrutina para trazar los mapas de *iso-riesgo*. Cabe destacar, que dicha subrutina tiene incorporado un algoritmo de conversión de coordenadas que permite exportar los resultados obtenidos en el formato adecuado y en el sistema de coordenadas establecido, para su incorporación a un sistema de información geográfico (SIG).

Con objeto de construir las curvas de *iso-riesgo*, se presentaron dos alternativas para la evaluación del riesgo individual representativo de cada punto receptor. Por un lado, se analizaron los resultados de los valores de riesgo calculados a partir del 90 percentil de la distribución de concentraciones en cada punto. Por otro lado, se aplicaron las ecuaciones para el cálculo de riesgo que corresponde a cada valor de concentración del histograma, obteniéndose como resultado un histograma de riesgos para cada receptor. A partir de ellos, se adoptó el 90 percentil de cada uno como valor representativo para cada receptor en particular, concluyéndose que los valores así obtenidos resultan más conservadores que aquellos que resultan de asignar una concentración estadísticamente significativa a un receptor y luego calcular el riesgo.

También se discutió la metodología de obtención de la Curva F-N, que representa el riesgo social, desarrollándose una subrutina que aplica la ecuación Probit para las sustancias de las que se disponen de los parámetros necesarios requeridos por el software permitiendo la opción de incorporar nuevas funciones a medida que las diferentes investigaciones las generen y las reporten en la literatura abierta.

Por otro lado, se definió una metodología general para el cálculo de distancias de intervención o impacto, tanto para fuentes móviles como estáticas.

Se expuso la estructura general del sistema STRRAP y se describió someramente el software básico, su arquitectura y los distintos bloques o subsistemas que componen el sistema informático que sustentan la estrategia de cálculo propuesta, presentándose mediante diversos casos de estudio, las aplicaciones desarrolladas en este trabajo para el cálculo de riegos y distancias de impacto. Asimismo, se aprovechan los casos presentados para discutir alternativas de cálculo y comparar resultados con las mismas.

En el Capítulo 3, se presentó la metodología de cálculo y su implementación computacional a través de un algoritmo basado en el modelo de la pluma Gaussiana. Para el trazado de los mapas de concentraciones y la delimitación de las zonas de afectación de material particulado, el algoritmo considera los mecanismos de difusión y advección de contaminantes primarios, los efectos de elevación sobre el nivel del terreno y la deposición de las partículas por acción gravitatoria. El modelo admite, además, la variabilidad estocástica de los parámetros atmosféricos y asume una distribución discreta de tamaños de partículas como datos de entrada. En este caso, fue necesario readaptar las etapas de cálculo de la concentración límite y el almacenamiento de información, en función de los criterios de salud para PM. Así, para una dada distribución de tamaños de partículas y para los estándares de concentración de PM locales, se estimaron los mapas de concentración que permiten identificar los niveles de exposición de la población a PM y visualizar áreas de afectación que pueden presentar potenciales problemas para la salud.

Por otra parte, el algoritmo propuesto permite determinar las frecuencias con que se superan los niveles críticos de concentración de PM, brindando información complementaria a la dada por los mapas de concentración. Esto posibilita realizar una evaluación más objetiva sobre la forma en que cada receptor puede ser afectado, información muy útil para análisis toxicológicos o para la gestión de la salud urbana.

En el Capítulo 4 se seleccionaron los modelos y el conjunto adecuado de hipótesis para la implementación computacional del cálculo de las distancias de afectación ante la dispersión de microorganismos provenientes de diferentes fuentes de emisión, considerando aleatoriedad en las variables meteorológicas.

A través de diferentes casos de estudio se mostró la versatilidad del módulo de bioaerosoles de STRRAP. Se presentó un caso de emisión a la atmósfera de bacterias, coliformes y hongos en una planta de tratamiento de líquidos cloacales; se analizó la difusión de Cocksackievirus A21 provenientes de una hipotética aplicación de biosólidos a un terreno para uso agrícola. También se simuló la difusión del virus de aftosa provocado por un hipotético brote en una granja infectada.

En todos los casos, y desde un punto de vista estocástico, se calcularon las distancias de impacto y los mapas de concentraciones de las diferentes especies. Esta es una de las aplicaciones más importantes y originales de STRRAP, que constituyen una valiosa información, a la hora de evitar riesgos de infección en la población humana y animal.

En el Capítulo 5 se aplicaron los modelos disponibles en STRRAP y la metodología general de cálculo de distancias de seguridad, a un conjunto de escenarios para un hipotético accidente en un tanque de almacenamiento de metanol. Se analizaron los escenarios más probables asociados al accidente, postulando para los modelos un conjunto adecuado de hipótesis y de variables determinísticas y estocásticas. Como resultado de las simulaciones con STRRAP, se generaron curvas paramétricas que permiten estimar el comportamiento del sistema en función de variables como la altura del nivel de líquido, la posición del orificio donde ocurre la falla, el diámetro del orificio, y el tiempo de fuga.

Como resultado, las curvas obtenidas representan una herramienta muy útil para determinar en forma rápida las distancias de seguridad para posibles escenarios accidentales, a través de parámetros fácilmente medibles o estimables al momento de ocurrido un accidente en instalaciones fijas, como por ejemplo la altura de líquido en el tanque.

Puede afirmarse, en base a la solución de todos los casos expuestos tanto para la determinación de riesgos como para el trazado de mapas de concentraciones, las curvas F-N y el cálculo de distancias de impacto, que la herramienta es suficientemente flexible y robusta como para abordar problemas que involucran tanto a fuentes fijas como móviles, a parámetros concentrados (cisterna, tanque, etc.) como distribuidos (por ejemplo cañerías y/o gasoductos, entre otros sistemas de interés), demostrando una muy buena performance en cuanto al tiempo de cómputo, una interfaz gráfica más amigable y visualmente más agradable para el usuario que la que presentaba el prototipo originariamente desarrollado.

Cabe destacar la capacidad de STRRAP para trabajar con variables desagregadas que pueden relacionarse. Por ejemplo, utilizando los histogramas meteorológicos, se puede definir la distribución temporal (por estaciones del año), la contribución al resultado final de la condición diurna o nocturna, así como las contribuciones de las clases de estabilidad, entre otras, como se mostró en el análisis de viabilidad de bioaerosoles en el Capítulo 3.

Como se expuso previamente, en los modelos implementados solo se consideró el mecanismo de transporte difusivo; no se tuvo en cuenta los efectos que puedan ocurrir dentro del penacho, tales como reacciones químicas, fenómenos de nucleación,

coagulación o condensación. En futuros trabajos, la dinámica de los aerosoles así como la posibilidad de reacciones químicas se podrían integrar a los módulos existentes de STRRAP mediante la adopción de otras estrategias de evaluación de la dispersión de partículas.

Por otro lado, en el caso de bioaerosoles, quedó clara la importancia de la fiabilidad de los datos concernientes a los caudales de emisión, las dosis infecciosas o criterios de salud de las diferentes especies, la viabilidad de microorganismos en función de la temperatura y la humedad relativa, que resultan críticos para lograr una buena estimación, y desarrollar criterios adecuados para la gestión ambiental.

Si se dispusiera de dicha información, se podría incluir en la generación de los distintos escenarios aleatorios y considerar la influencia de estos factores con mayor precisión, a través de nuevas variables estocásticas.

Finalmente, en relación al problema del cálculo de distancias de impacto para emisiones puntuales debido a accidentes en equipos de procesos, son numerosos los casos donde podría extenderse esta metodología. Por ejemplo, pueden generarse curvas de distancias de impacto para otros equipos, para un mismo equipo en distintas condiciones de operación, e incluso sistematizar la tarea para abordar distintos escenarios que involucren no solo distintos equipos, sino un conjunto de sustancias comunes. Estos resultados, combinados con parámetros económicos y factores de mercado o medioambientales, resultan de suma importancia a la hora de generar índices de utilidad para la toma de decisiones en el área de análisis de riesgo y diseño inherentemente seguro de procesos.

Por otra parte, conceptualmente, la misma metodología aquí empleada puede extenderse a escenarios/eventos que involucren explosiones de vapor no confinadas e incendios de diverso tipo, entre otros.

Desde luego, todos estos aspectos, definen campos o áreas poco explorados que pueden ser origen de futuros trabajos de investigación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACGIH (2001). Calcium Oxide. Documentation of the TLVs and BEIs.

Ackermann-Liebrich, U., Leuenberger, P., Schwartz, J., Schindler, C., Monn, C., y Bolognini, G (1997). Lung function and long term exposure to air pollutants in Switzerland. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 155, 122–129.

Alexandersen, S., Zhang, Z., Donaldson, A., y Garland, A.J.. (2003). The Pathogenesis and Diagnosis of Foot-and-Mouth Disease. *Journal of Comparative Pathology* 129, 1–36.

API (2000). Risk-Based Inspection Base Resource Document (Washington, DC: American Petroleum Institute).

Barth, E.F. (2006). Evaluation of Bioaerosol Components, Generation Factors, and Airborne Transport Associated with Lime Treatment of Lead-Contaminated Sediment for Beneficial Use Purposes. Ph.D. University of Cincinnati.

Brandi, G., Sisti M, y Amagliani G. (2000). Evaluation of the environmental impact of microbial aerosols generated by wastewater treatment plants utilizing different aeration systems. *Applied microbiology* 88, 845–852.

Briggs, G.. (1974). Diffusion Estimation for Small Emissions (Oak Ridge, Tennessee: U.S. Atomic Energy Commission).

Briggs, G.. (1975). Plume Rise Predications (Boston, Massachusetts: American Meteorological Society).

Brown, D., Dunn W.E., y Poliscastro A.J. (2000). A National Risk Assessment for Selected Hazardous Materials in Transportation (Illinois, United States of America: United States Department of Transportation, Research and Special Programs Administration, Office of Hazardous Materials Technology).

Bubbico, R., Ferrari C., y Mazzarotta B. (2000). Risk Analysis of LPG Transport by Road and Rail. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries* 13, 27–31.

Buttner, M.P., y Stetzenbach, L.D. (1991). Evaluation of Four Aerobiological Sampling Methods for the Retrieval of Aerosolized *Pseudomonas syringae*. *APPLIED AND ENVIRONMENTAL MICROBIOLOGY* 57, 1268–1270.

Cannon, R.E. (1983). Aerosol release of cyanophages and coliforms from activated sludge basis. *Water Pollution Control Federation* 55, 1070–1074.

Casal Fàbrega, J., H. Montiel Boadas, E. Planas Cuchi, S. Rodríguez Giménez, y J. A. Vilchez Sánchez (1996). Análisi del Risc en Instal·lacions Industrials (Barcelona, España: Ed. Universitat Politècnica de Catalunya, SL).

- Casal, J., Moreso JM, Planas-Cuchi E., y Casal J. (1997). Simulated airborne spread of Aujeszky's disease and foot-and-mouth disease. *Veterinary Record* 40, 672–676.
- Casal, J., Planas-Cuchí, E., Moreso, J., y Casal, J. (1995). Forecasting virus atmospheric dispersion. Studies with foot-and-mouth disease. *Journal of Hazardous Materials* 43, 229–244.
- CCPS (2000). *Guidelines for Chemical Process Quantitative Risk Analysis* (New York, NY: Center for Chemical Process Safety of the American Institute of Chemical Engineers).
- Ceyhan, N., y Ozdemir, G. (2008). Extracellular polysaccharides produced by cooling water tower biofilm bacteria and their possible degradation. *Biofouling* 24, 129–135.
- Christensen Møller F., Andersen O., Duijm N.J., y Harremoës P. (2003). Risk Terminology-A Platform for Common Understanding and Better Communication. *Journal of Hazardous Materials A* 103, 181–203.
- Couch, R.B., Cate, T.R., Gerone, P.J., Fleet, W.F., Lang, D.J., Griffith, W.R., y Knight, V. (1965). Production of Illness with a Small-Particle Aerosol of Coxsackie A21*. *J Clin Invest* 44, 535–542.
- Cox, C. (1987). *The Aerobiological Pathway of Microorganisms* (New York: John Wiley and Sons).
- Cox, C. (1995). *Relative Humidity and Temperature*. (Boca Raton, FL: CRC Press, Lewis Publisher).
- Cozzani, V., Antonioni, G., y Spadoni, G. (2006). Quantitative assessment of domino scenarios by a GIS-based software tool. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries* 19, 463–477.
- Cozzani, V., G. Spadoni, S. Giusti, y S. Zanelli (2004). The Use of HazOp and Fault Tree Techniques for the Assessment of Non-accident Induced Release Frequencies in the Transport of Hazardous Substances. In *PSAM7 – ESREL'04 Proceedings of the 7th International Conference on Probabilistic Safety Assessment and Management*, (London, Berling, Heidelberg: Springer Verlag),.
- Crawford, G.V., y Jones, P.H. (1979). Sampling and differentiation techniques for airborne organisms emitted from wastewater. *Water Research* 13, 393–399.
- Cyrus, J., Hochadel, M., U. Gehring, G. Hoek, V. Diegman, B. Brunekreef, y J. Heinrich (2005). GIS-Based Estimation of Exposure to Particulate Matter and NO₂ in an Urban Area: Stochastic versus Dispersion Modeling. *2005 113*, 987–992.
- Deacon, L.J., Pankhurst, L.J., Drew, G.H., Hayes, E.T., Jackson, S., Longhurst, P.J., Longhurst, J.W.S., Liu, J., Pollard, S.J.T., y Tyrrel, S.F. (2009). Particle size distribution of airborne *Aspergillus fumigatus* spores emitted from compost using membrane filtration. *Atmospheric Environment* 43, 5698–5701.
- Donaldson, A.I., Alexandersen, S., Sorensen, J.H., y Mikkelsen, T. (2001). Relative risks of the uncontrollable (airborne) spread of FMD by different species. *Veterinary Record* 148, 602–604.

- Dowd, S.E., Gerba, C.P., Pepper, I.L., y Pillai, S.D. (2000). Bioaerosol Transport Modeling and Risk Assessment in Relation to Biosolid Placement. *J. Environ. Qual.* 29, 343–348.
- Dyer, A.J. (1974). A review of flux-profile relationships. *Boundary-Layer Meteorology* 7, 363–372.
- Ebelt, S.T., Petkau, A.J., Vedal, S., Fisher, T.V., y Brauer, M. (2000). Exposure of Chronic Obstructive Pulmonary Disease Patients to Particulate Matter: Relationships between Personal and Ambient Air Concentrations. *Journal of the Air & Waste Management Association* 50, 1081–1094.
- Eduard, W. (2003). The Performance of Culture-Based Methods and Microscopy for Quantification of Noninfectious Airborne Microorganisms in Epidemiological Studies of Highly Contaminated Work Environments. *AIHA Journal* 64, 684–689.
- EPA (1995a). A Guide to the Biosolids Risk Assessments for the EPA Part 503 Rule (Washington, DC: US EPA).
- EPA (1995b). Industrial source complex (ISC3) dispersion models – user’s guide II. Description of model algorithms (Triangle Park, NC: EPA publication . US EPA, Research).
- EPA (2004). Air quality criteria for particulate matter (Washington, DC: Environmental Protection Agency.).
- Erkut, E., y Verter, V. (1995). A framework for hazardous materials transport risk assessment. *Risk Analysis* 15, 589–601.
- Finney, D.J. (1971). *Probit Analysis* (London: Cambridge University Press).
- Forcier, F. (2002). *Biosolids and Bioaerosols: The Current Situation* (Quebec: Ministry of Environment of Quebec).
- Garner, M., y Beckett, S. (2005). Modelling the spread of foot-and-mouth disease in Australia. *Australian Veterinary Journal* 83, 758–766.
- Garner, M., Hess, G., y Yang, X. (2006). An integrated modelling approach to assess the risk of wind-borne spread of foot-and-mouth disease virus from infected premises. *Environmental Modeling and Assessment* 11, 195–207.
- Gheorghe, A.V., Birchmeier, J., Vamanu, D., Papazoglou, I., y Kröger, W. (2005). Comprehensive risk assessment for rail transportation of dangerous goods: a validated platform for decision support. *Reliability Engineering & System Safety* 88, 247–272.
- Ghosh, R., Joad, J., Benes, I., Dostal, M., Sram, R.J., y Hertz-Picciotto, I. (2012). Ambient nitrogen oxides exposure and early childhood respiratory illnesses. *Environment International* 39, 96–102.
- di Giorgio, C., Krempff, A., Guiraud, H., Binder, P., Tiret, C., y Dumenil, G. (1996). Atmospheric pollution by airborne microorganisms in the city of Marseilles. *Atmospheric Environment* 30, 155–160.

Gloster, J., Blackall, J., Sellers, R.F., y Donaldson, A.I. (1981). Forecasting the spread of foot-and-mouth disease. *Veterinary Record* 108, 370– 374.

Gloster, J., Jones, A., Redington, A., Burgin, L., Sørensen, J.H., Turner, R., Dillon, M., Hullinger, P., Simpson, M., Astrup, P., et al. (2010). Airborne spread of foot-and-mouth disease – Model intercomparison. *The Veterinary Journal* 183, 278–286.

Godoy, S. (2005). Desarrollo de un Sistema para el Cálculo del Riesgo Asociado a la Dispersión de Contaminantes en la Atmósfera Considerando la Incertidumbre Estocástica en los Parámetros Meteorológicos. Tesis de Maestría. Universidad Tecnológica Nacional – FRRo.

Godoy, S.M., Santa Cruz, A.S.M., y Scenna, N.J. (2007). STRRAP system—A software for hazardous materials risk assessment and safe distances calculation. *Reliability Engineering & System Safety* 92, 847–857.

Goyer, R.A. (1986). Toxic effects of metals. Toxicology. (New York:: Macmillan).

GRE (2000). Guía de Respuesta a Emergencias 2000.

Gupta, J.P., y Edwards, D.W. (2002). Inherently Safer Design—Present and Future. *Process Safety and Environmental Protection* 80, 115–125.

Gupta, J.P., y Edwards, D.W. (2003). A simple graphical method for measuring inherent safety. *Journal of Hazardous Materials* 104, 15–30.

Haas, C., Rose J., y Gerba, C. (1999). Quantitative Microbial Risk Assessment (New York, NY: J. Wiley and Sons).

Heinrich, J., Hoelscher, B, Jacob, B, Wjst, M, y Wichmann, H E (1999). Trends in allergies among children in a region of former East Germany between 1992-1993 and 1995-1996. *European journal of medical research* 4, 107–113.

Hinds, W.C. (1999). Aerosol Technology Properties, Behavior, and Measurement of Airborne Particles. (Wiley, New York).

Holmes, N.S., y Morawska, L. (2006). A review of dispersion modelling and its application to the dispersion of particles: An overview of different dispersion models available. *Atmospheric Environment* 40, 5902–5928.

Huggins, F.E., Huffman, Gerald P, Linak, William P, y Miller, C Andrew (2004). Quantifying hazardous species in particulate matter derived from fossil-fuel combustion. *Environmental science & technology* 38, 1836–1842.

IEC (2002). Risk management - Vocabulary - Guidelines for Use in Standards ISO/IEC Guide 73.

Jones, A.M., y Harrison, R.M. (2004). The effects of meteorological factors on atmospheric bioaerosol concentrations—a review. *Science of The Total Environment* 326, 151–180.

- Karppinen, A., Kukkonen, J., Elolähde, T., Konttinen, M., Koskentalo, T., y Rantakrans, E. (2000). A modelling system for predicting urban air pollution: model description and applications in the Helsinki metropolitan area. *Atmospheric Environment* 34, 3723–3733.
- Karra, S., y Katsivela, E. (2007). Microorganisms in bioaerosol emissions from wastewater treatment plants during summer at a Mediterranean site. *Water Research* 41, 1355–1365.
- Kenline, P., y Scarpino, P.V. (1972). Bacterial air pollution from sewage treatment plants. *American Industrial Hygiene Association Journal* 33, 346–352.
- Khan, F.I., y Amyotte, P.R. (2005). I2SI: A comprehensive quantitative tool for inherent safety and cost evaluation. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries* 18, 310–326.
- Kitching, R.P., Hutber, A.M., y Thrusfield, M.V. (2005). A review of foot-and-mouth disease with special consideration for the clinical and epidemiological factors relevant to predictive modelling of the disease. *The Veterinary Journal* 169, 197 – 209.
- Korzeniewska, E., Filipkowska, Z., Gotkowska-Plachta, A., Janczukowicz, W., Dixon, B., y Czulowska, M. (2009). Determination of emitted airborne microorganisms from a BIO-PAK wastewater treatment plant. *Water Research* 43, 2841–2851.
- Leonelli, P., Bonvicini, S., y Spadoni, G. (1999). New detailed numerical procedures for calculating risk measures in hazardous materials transportation. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries* 12, 507–515.
- Leong, C.T., y Shariff, A.M. (2008). Inherent safety index module (ISIM) to assess inherent safety level during preliminary design stage. *Process Safety and Environmental Protection* 86, 113–119.
- Lighthart, B., y Frisch, A.S. (1996). Estimation of Viable Airborne Microbes Downwind from a Point Source. *Applied and Environmental Microbiology* 31, 700–704.
- Lighthart, B., y Kirilenki, A. (1998). Simulation of summer-time diurnal bacterial dynamics in the atmospheric surface layer. *Atmospheric Environment* 32, 2491–2496.
- Lighty, J.S., Veranth, J M, y Sarofim, A F (2000). Combustion aerosols: factors governing their size and composition and implications to human health. *Journal of the Air & Waste Management Association* 50, 1565–1618.
- Lin, H., Xu, B., Chen, Y., y Wang, W. (2009). Legionella pollution in cooling tower water of air-conditioning systems in Shanghai, China. *Journal of Applied Microbiology* 106, 606–612.
- Lippmann, M. (2007). Health Effects of Airborne Particulate Matter. *N Engl J Med* 357, 2395–2397.
- Lorber, M., Eschenroeder, A., y Robinson, R. (2000). Testing the USA EPA's ISCST-Version 3 model on dioxins: a comparison of predicted and observed air and soil concentrations. *Atmospheric Environment* 34, 3995–4010.

- Maschio, G., Milazzo M. F., Antonioni G., y Spadoni G. Quantitative Transport Risk Analysis on a Regional Scale: Application of TRAT-GIS to East Sicily. In PSAM7 – ESREL'04 Proceedings of the 7th International Conference on Probabilistic Safety Assessment and Management, (Berlin, Germany: Springer Verlag), pp. 2493–2498.
- Matthias-Maser, S., Obolkin, V., Khodzer, T., y Jaenicke, R. (2000). Seasonal variation of primary biological aerosol particles in the remote continental region of Lake Baikal/Siberia. *Atmospheric Environment* 34, 3805–3811.
- Medina, H., Arnaldos, J., y Casal, J. (2009). Process design optimization and risk analysis. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries* 22, 566–573.
- Mikkelsen, T., Alexandersen S., Astrup P., Champion H. J., Donaldson A. I., Dunkerley F. N., Gloster J., Sørensen J. H., y Thykier-Nielsen S (2003). Investigation of airborne foot-and-mouth disease virus transmission during low wind conditions in the early phase of the UK 2001 epidemic. *Atmospheric Chemistry Physical Discussion* 3, 677–703.
- Mingguang, Z., y Juncheng, J. (2008). An improved probit method for assessment of domino effect to chemical process equipment caused by overpressure. *Journal of Hazardous Materials* 158, 280–286.
- Moreno, T., Querol, X., Alastuey, A., Viana, M., Salvador, P., Sánchez de la Campa, A., Artiñano, B., de la Rosa, J., y Gibbons, W. (2006). Variations in atmospheric PM trace metal content in Spanish towns: Illustrating the chemical complexity of the inorganic urban aerosol cocktail. *Atmospheric Environment* 40, 6791–6803.
- Napolitano, P.J., y Rowe, D.R. (1996). Microbial content of air near sewage treatment plants. *Water Sewage Works* 113, 480 – 483.
- Nardini, L., Aparicio L., Bandoni A., y Tonelli S.i (2003). Regional Risk Associated with the Transport of Hazardous Materials. *Latin American Applied Research* 33, 213–218.
- NIOSH. (1994). Preventing Organic Dust Toxic Syndrome.
- Pascual, L., Pérez-Luz, S., Yáñez, M.A., Santamaría, A., Gibert, K., Salgot, M., Apraiz, D., y Catalán, V. (2003). Bioaerosol emission from wastewater treatment plants. *Aerobiologia* 19, 261–270.
- Pasquill, F. (1974). *Atmospheric Diffusion* (New York, NY: John Wiley and Sons).
- Perry, R., y Green, D. (1997). *Perry's Chemical Engineers' Handbook* (McGraw-Hill).
- Pillai, S.D., y Ricke, S.C. (2002). Review / Synthèse Bioaerosols from municipal and animal wastes: background and contemporary issues. *Can. J. Microbiol.* 48, 681–696.
- Planas-Cuchi, E., Montiel, H., y Casal, J. (1997). A Survey of the Origin, Type and Consequences of Fire Accidents in Process Plants and in the Transportation of Hazardous Materials. *Process Safety and Environmental Protection* 75, 3–8.
- Préndez, M., Corvalán RM, y Cisternas M. (2007). Estudio preliminar del Material Particulado de Fuentes Estacionarias: Aplicación al Sistema de Compensación de Emisiones en la Región Metropolitana, Chile. *Información Tecnológica* 18, 93–103.

- Querol, X., Alastuey, A., Lopez-Soler, A., Mantilla, E., y Plana, F. (1996). Mineral composition of atmospheric particulates around a large coal-fired power station. *Atmospheric Environment* 30, 3557–3572.
- Querol, X., Fernández-Turiel, J., y López-Soler, A. (1995). Trace elements in coal and their behaviour during combustion in a large power station. *Fuel* 74, 331–343.
- Ranalli, G., Principi, P., y Sorlini, C. (2000). Bacterial aerosol emission from wastewater treatment plants: Culture methods and bio-molecular tools. *Aerobiologia* 16, 39–46.
- ReVelle, C., Cohon, J., y Shobry, D. (1991). Simultaneous Siting and Routing in the Disposal of Hazardous Wastes. *Transportation Science* 25, 138–145.
- Richerson, H. (1990). Unifying concepts underlying the effects of organic dust exposures. *American journal of industrial medicine* 17, 139–142.
- Rusli, R., y Mohd Shariff, A. (2010). Qualitative Assessment for Inherently Safer Design (QAISD) at preliminary design stage. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries* 23, 157–165.
- Saccomanno, F.F., y Cassidy, K. (1994). QRA and decision-making in the transportation of dangerous goods. *Transportation Research Record* 1430, 19–25.
- Samet, J.M., Dominici, F., Curriero, F.C., Coursac, I., y Zeger, S.L. (2000). Fine Particulate Air Pollution and Mortality in 20 U.S. Cities, 1987–1994. *N Engl J Med* 343, 1742–1749.
- Santa Cruz, A.S., Scenna N. J., y Muñoz M. A. (2002). A Computational System for Risk of Incidental Toxic Gases Releases Considering Stochastic Variables. (Argentina),.
- Santa María, R.J.M., y Braña Aísa, P.A. (1994). Análisis y Reducción de Riesgos en la Industria Química (Madrid, España: Ed. MAPFRE S.A.).
- Santos Burgoa, C., Rojas Bracho L., Barrera Romero N., Ongay Delhumeau E., y Escamilla Cejudo J. A (1992). Método para Estimar el Riesgo Poblacional Atribuible a una Estación de Transferencia de Desechos Sólidos Municipales. *Salud Pública de México* 34,.
- Scenna, N.J., y Santa Cruz, A.S.M. (2005). Road risk analysis due to the transportation of chlorine in Rosario city. *Reliability Engineering & System Safety* 90, 83–90.
- Schwartz, J. (1994). What Are People Dying of on High Air Pollution Days? *Environmental Research* 64, 26–35.
- Sellers, R.F., y Parker, J. (1969). Airborne excretion of foot-and-mouth disease virus. *Journal of Hygiene* 67, 671–677.
- Shaffer, B., y Lighthart, B. (1997). Survey of the culturable airborne bacteria at four diverse locations in oregon: urban, rural, forest, and coastal. *Microbial Ecol* 34, 167–177.
- Shariff, A.M., y Leong, C.T. (2009). Inherent risk assessment—A new concept to evaluate risk in preliminary design stage. *Process Safety and Environmental Protection* 87, 371–376.

Shariff, A.M., y Zaini, D. (2010). Toxic release consequence analysis tool (TORCAT) for inherently safer design plant. *Journal of Hazardous Materials* 182, 394–402.

Sørensen, J., Jensen, C., Mikkelsen, T., Mackay, D.K., y Donaldson, A. (2001). Modelling the atmospheric dispersion of foot-and-mouth disease virus for emergency preparedness. *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere* 26, 93–97.

Srikanth, P., Sudharsanam S, y Steinberg R (2008). Bio-aerosols in indoor environment: composition, health effects and analysis. *Indian journal of medical microbiology* 26, 302–312.

Strauss, W. (1971). *Air pollution control. Part I.* (USA. New York: Wiley).

Swan, J., Kelsey A., y Crook B. (2003). *Occupational and Environmental Exposure to Bioaerosols from Compost and Potential Health Effects - A Critical Review of Published Data* (Nortamptonshire, England: Health and Safety Executive Books).

Tabaku, A., Bejtja, G., Bala, S., Toci, E., y Resuli, J. (2011). Effects of air pollution on children's pulmonary health. *Atmospheric Environment* 45, 7540–7545.

Thompson, D., Muriel P., Russell D., Osborne P., Bromley A., Rowland M., Creigh-Tyte S., y Brown C. (2002). Economic costs of the foot-and-mouth disease outbreak in the United Kingdom in 2001. *Revue Scientifique et Technique de l'Office International des Epizooties* 21, 675–687.

Thornley, J.H.M., y France, J. (2009). Modelling foot and mouth disease. *Preventive Veterinary Medicine* 89, 139–154.

TIPs (2009). *Taula Probit (Trámites, Informes y Proyectos S.L).*

Tixier, J., Dusserre, G., Rault-Doumax, S., Ollivier, J., y Bourely, C. (2002). OSIRIS: software for the consequence evaluation of transportation of dangerous goods accidents. *Environmental Modelling & Software* 17, 627–637.

TNO (1999). *Guidelines for Quantitative Risk Assessment, «Purple Book»* (CPR 18E (Committee for the Prevention of Disasters: Den Haag)).

Tugnoli, A., Khan, F., Amyotte, P., y Cozzani, V. (2008a). Safety assessment in plant layout design using indexing approach: Implementing inherent safety perspective: Part 1 – Guideword applicability and method description. *Journal of Hazardous Materials* 160, 100–109.

Tugnoli, A., Khan, F., Amyotte, P., y Cozzani, V. (2008b). Safety assessment in plant layout design using indexing approach: Implementing inherent safety perspective: Part 2—Domino Hazard Index and case study. *Journal of Hazardous Materials* 160, 110–121.

U.S. EPA. (2004). *Air quality criteria for particulate matter* (Washington, DC: Environmental Protection Agency).

Vardoulakis, S., Fisher, B.E., Pericleous, K., y Gonzalez-Flesca, N. (2003). Modelling air quality in street canyons: a review. *Atmospheric Environment* 37, 155–182.

Weiland, S.K., Mundt, K.A., Rückmann, A., y Keil, U. (1994). Self-reported wheezing and allergic rhinitis in children and traffic density on street of residence. *Annals of Epidemiology* 4, 243–247.

Wickman, H. (1994). Deposition, Adhesion, and Release of Bioaerosols. In *Atmospheric microbial aerosols*, Lighthart B., y Mohr A., eds. (New York: Chapman and Hall Publishing Co),.

Williams, P., Sable D, Mendez P., y Smyth L. (1979). Symptomatic Coccidioioidomycosis Following a Severe Natural Dust Storm. *CHEST* 76, 566–570.

Yu, D., Xu, M., Yao, H., Liu, X., y Zhou, K. (2008). A new method for identifying the modes of particulate matter from pulverized coal combustion. *Powder Technology* 183, 105–114.

Zemp, E., Elsasser, S, Schindler, C, Künzli, N, Perruchoud, A P, y Domenighetti, G (1999). Long-term ambient air pollution and respiratory symptoms in adults (SAPALDIA study). The SAPALDIA Team. *American journal of respiratory and critical care medicine* 159, 1257–126.

Zilitinkevich, S.S. (1972). On the determination of the height of the Ekman boundary layer. *Boundary-Layer Meteorology* 3, 141–145.

Zilitinkevich, S.S. (1975). Resistance laws and prediction equations for the depth of the planetary boundary layer. *Journal Atmospheric Science* 32, 741–735.

A lo largo de este trabajo de tesis, se discutieron diferentes modelos para estimar las concentraciones/dosis de los tipos de sustancias estudiadas como función de la distancia desde la fuente de emisión. Para abordar un análisis de consecuencias, a los efectos de cuantificar el riesgo, es necesario expresar los efectos en función del objeto de estudio. Es decir, los efectos sobre el ser humanos deben expresarse en términos de lesiones o muertes, sobre los edificios y estructuras puede ser a través de pérdidas económicas, e incluso daño sobre el ecosistema, recursos naturales, etc., si el estudio está orientado a los efectos sobre el medio ambiente.

Como se expuso, un método directo utilizado para estimar los efectos sobre las personas o estructuras es el basado en criterios predeterminados (esto significa que se asume muerte o cierto nivel de daño si un individuo está expuesto a ciertos valores de concentración de tóxico o nivel de radiación o sobrepresión tales como los criterios de salud). En la realidad, tales consecuencias se hallan más bien representadas por funciones de densidad de probabilidad más que por funciones discretas. Así, uno de los métodos probabilísticos más utilizados para estimar consecuencias es el método dosis-respuesta.

El método Probit permite la estimación de la vulnerabilidad a través de ecuaciones analíticas que predicen los efectos adversos de distintas variables, medidos como porcentaje de la población afectada, siempre que éstos puedan ser descritos mediante transformaciones de la distribución normal de probabilidad. Este método es considerado como el mejor método en la actualidad para estimar las consecuencias de determinados accidentes sobre las personas (ver, por ejemplo, (Casal Fàbrega et al., 1996)).

La escala Probit constituye una manera muy útil de medir probabilidades. La relación entre unidades Probit (Y) y probabilidades (P_Y) viene dada por la ecuación (Finney, 1971):

$$P_Y = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \int_{-\infty}^{Y-5} \exp\left(-\frac{u^2}{2}\right) \times du \quad (\text{A.1})$$

Esta ecuación establece una relación biunívoca entre probabilidad y unidades Probit, u es la variable de integración. El resultado es la distribución Probit, de media 5 y varianza 1. La curva que muestra la relación entre valores de probabilidad, expresados

como porcentaje de población afectada y unidades Probit es la que se ve en la Figura (A.I.1), tomada de (CCPS, 2000).

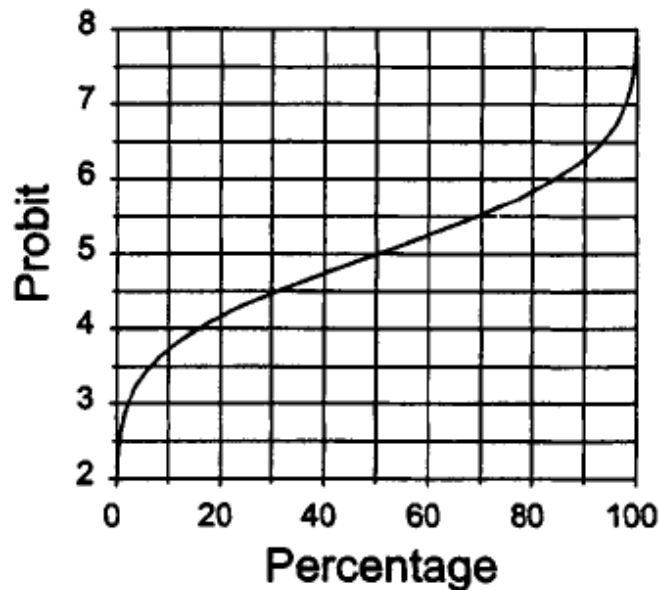


Fig. A.I.1.: Distribución Probit. Fuente: (CCPS, 2000)

Para su implementación computacional se utiliza una expresión mas útil para convertir las variables Probit (Y) a porcentaje P:

$$P = 50 \left[1 + \frac{Y - 5}{|Y - 5|} \operatorname{erf} \left(\frac{|Y - 5|}{\sqrt{2}} \right) \right] \quad (\text{A.2})$$

donde *erf* es la función error.

Con frecuencia en una población biológica, existen individuos capaces de soportar niveles elevados de un factor dañino, sin mostrar efectos adversos importantes. A causa de estas irregularidades, las curvas de porcentaje acumulado de población afectada frente a la intensidad del factor causante (*u*), no siguen la distribución normal sino que presentan desviaciones. la cual, puede tratarse de un solo parámetro. La variable *u*, puede tratarse de un solo parámetro (por ejemplo, una sobrepresión) o puede estar formada por una función de diversas variables (por ejemplo, una combinación de concentración y tiempo).

Además, cuando se trata de evaluar consecuencias en los casos de contaminación por un agente tóxico, este tipo de representación gráfica es poco práctica, debido a la gran variación de población afectada para una pequeña variación en la intensidad del factor causante. Sin embargo, se encuentra experimentalmente que si el porcentaje de la

población afectada se presenta, no frente a la intensidad del factor causante sino frente a su logaritmo, los resultados siguen una distribución normal. Esto se puede visualizar en el ejemplo presentado en la Figura (A.I.2), basado en datos de porcentaje de muerte por hemorragia pulmonar, debido a sobrepresiones (P_o) en explosiones (CCPS, 2000).

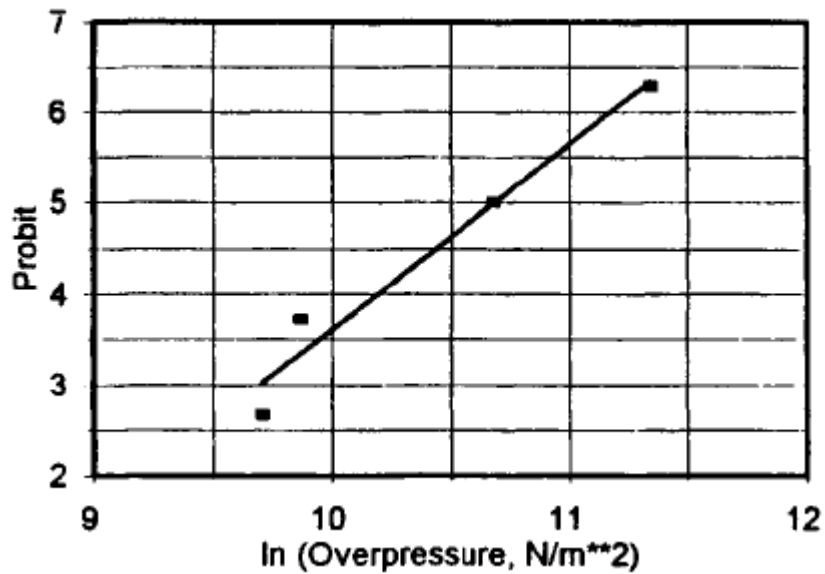


Fig. A.I.2: Porcentaje de Población afectada y la Unidad Probit frente al Logaritmo de la Intensidad del Factor Causante.

Siguiendo este razonamiento y dadas las características de la variable Probit (ver la Ecuación (A.1)), puede escribirse que:

$$Y = 5 + \frac{\ln u - \mu}{\sigma} \quad (A.3)$$

donde μ y σ son, respectivamente, la media y la desviación típica de la distribución normal, y “ u ” está relacionado con la intensidad del factor causante del daño (representado en el ejemplo por P_o), expresado matemáticamente de manera apropiada. Si se reformula la ecuación anterior puede escribirse en la forma que habitualmente se utiliza en análisis de vulnerabilidad como:

$$Y = a + b \ln u \quad (A.4)$$

La representación equivalente en unidades Probit adquiere ahora la forma de una línea recta (ver Figura (A.I.2)). En este caso a y b son constantes empíricas que pueden determinarse utilizando los métodos conocidos de regresión. La utilización de una relación lineal es especialmente útil, cuando se pretende obtener correlaciones de vulnerabilidad a partir de registros de accidentes, de los que raramente se obtienen suficientes datos fiables

que relacionen simultáneamente el daño producido y la intensidad del factor causante del daño.

La forma de expresar la intensidad del factor causante del daño varía dependiendo del tipo de efecto estudiado. Cuando se aplican expresiones Probit como la Ecuación (A.4), a la evaluación de vulnerabilidad frente a las sustancias tóxicas, la intensidad del factor causante del daño ha de tener en cuenta tanto la concentración como el tiempo de exposición, lo cual se expresa mediante un término de la forma $C^n t$, resultando una ecuación de la forma:

$$Y = a + b \ln(C^n t) \quad (A.5)$$

donde n es un exponente que generalmente toma valores entre 0,6 y 3, que se determina empíricamente; la concentración C se expresa en partes por millón, y el tiempo t en minutos. La ecuación anterior, tras sustitución de los valores apropiados de los parámetros, proporciona directamente el valor de “ Y ”, en el caso que la exposición sea de características constantes (emisión continua, concentración invariante en el tiempo para una posición determinada). Para el caso de emisiones de características variables con el tiempo (por ejemplo emisiones instantáneas), la concentración percibida por el receptor varía con el tiempo, por lo que el término $C^n t$ de la ecuación anterior debe sustituirse por la correspondiente integral, extendida al tiempo de duración de la emisión desde el punto de vista del receptor (t_{exp}):

$$Y = a + b \ln\left(\int_0^{t_{exp}} C^n dt\right) \quad (A.6)$$

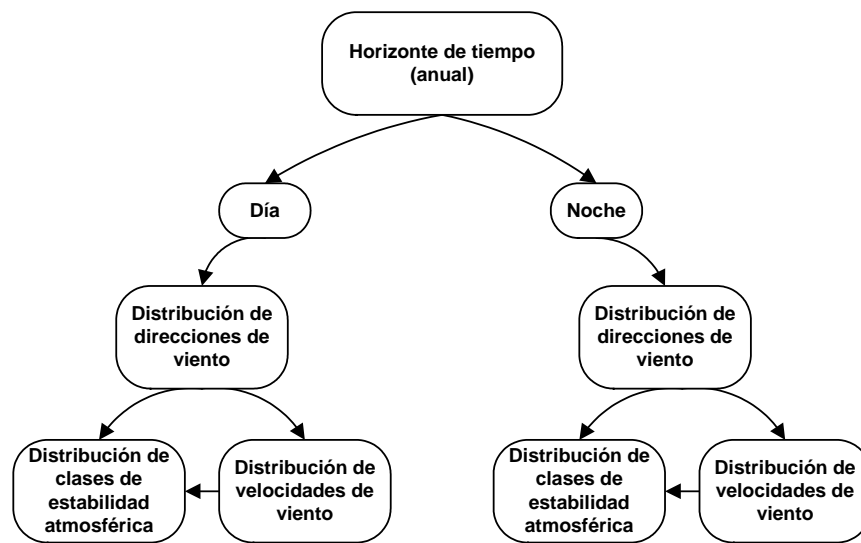
Como se ha indicado anteriormente los valores de a y b y n se determina empíricamente. La principal fuente de datos son los experimentos sobre animales de laboratorio, aunque también existen algunos datos históricos de accidentes en los que se conocen con cierta precisión, las características del accidente y los efectos producidos. Sea cual fuere la procedencia de los datos utilizados para obtener los valores de los parámetros de la Ecuación (A.5), se requiere un ajuste estadístico de los mismos. En vista de la escasez de datos, a menudo los parámetros tienen altas incertidumbres asociadas, y en todo caso, es posible que dos conjuntos distintos de parámetros proporcionen ajustes estadísticos de similar calidad, para el mismo conjunto de datos. Por ello es normal encontrar tablas de los parámetros de ecuaciones Probit, con más de un conjunto de parámetros según la fuente de la que proceden. La estimación de porcentajes de población afectada utilizando uno u otro conjunto de valores, pueden llegar a diferir considerablemente, lo que indica la dificultad

de obtener estimaciones precisas de vulnerabilidad. *Por ello, a la hora de cuantificar la vulnerabilidad en un análisis de riesgos en el que se examina un escenario hipotético, puede ser muy conveniente calcular los valores de concentración–tiempo para las poblaciones expuestas y considerar la probabilidad de que superen valores referenciales* (Santa María y Braña Aísa, 1994) ⁽⁷⁾.

⁽⁷⁾ Notar que en el trabajo de tesis, la metodología utilizada para cuantificar el número de personas potencialmente afectadas, utiliza un valor referencial o “valor criterio de salud”.

DESCRIPCIÓN Y CÓDIGOS DE LA SUBROUTINA MONTE CARLO

Como se expuso en el Capítulo 2, el tratamiento estadístico de los parámetros estocásticos para generar las funciones de densidad de probabilidad en la zona en estudio, que serán utilizadas por el módulo de cálculo, requiere que se ordenen los datos meteorológicos correspondientes siguiendo la jerarquía mostrada en la siguiente Figura.



Primero se fija el horizonte de tiempo (la estación elegida o el año entero) y las condiciones día o noche. Luego se determinan las distribuciones de estabilidad y velocidad del viento de acuerdo a la distribución de dirección del viento, ya sea de día o de noche. Las distribuciones de estabilidad deben determinarse de acuerdo a los rangos de velocidad del viento para los que estén definidas. Este conjunto de distribuciones, previamente ordenado, se ingresa al pre-procesador y mediante la subrutina de generación de casos aleatorios (aleat.m) se define el vector de entrada al módulo de cálculo de consecuencias.

Es importante destacar que el primer parámetro a ingresar en la corrida del programa es el número de simulaciones que se quieren realizar (en cada una de estas simulaciones se van a incluir la totalidad de los parámetros meteorológicos). Este número de simulaciones no tiene un límite máximo ni mínimo, pero hay que remarcar que a medida que aumenta el número de simulaciones, el tiempo de cálculo se eleva

significativamente (ya que se requiere de una clasificación y ordenamiento de los números generados).

A continuación se transcribe el código fuente (en MatLab) con los comentarios por líneas indicando paso a paso los cálculos y transformaciones aplicadas para generar los vectores de las variables estocásticas según el Método de Monte Carlo.

```
function [todo_resu, todo_clasi] = aleat
% Modulo de generacion de casos aleatorios
% Se cargan las matrices que contienen los datos meteorológicos de
Rosario.
% Para poder usar condiciones meteorológicas diferentes es imprescindible
que
% la información esté arreglada como en las matrices viento_**.mat
%
% vientos_**.mat:
% 24 filas una por cada direccion del viento
% 1 columna: condición dia_noche
% 2 columna: angulo
% 3 columna: frecuencia de ocurrencia de la condición dia-noche
% 4 columna: frecuencia de ocurrencia del angulo
% 5 -9 columnas: frecuencia de ocurrencia de velocidad [1.5 2.5 4 5.5 6]
% 10-16 columnas: frecuencia de ocurrencia de estabilidades

np=load('np.txt'); %Cantidad de caudales
for p=1:np
    datos(:,p)=load(sprintf('datosentrada%d.txt',p));
end

simu = datos(10,1);
if datos(17,1)==00 %seleccion de la estacion meteorologica
    load viento_11.mat;
    load viento_12.mat;
    load viento_21.mat;
    load viento_22.mat;
    load viento_31.mat;
    load viento_32.mat;
    load viento_41.mat;
    load viento_42.mat;

    % Cantidad de simulaciones. A mayor número de simulaciones la
distribución
    % se aproxima a la distribución real.
    % Se generan los números aleatorios (1 a 8) para la selección de la
    % condición estación-día-noche. Cada condicion tiene la misma
probabilidad
    % de ser elegida.
    a = unidrnd(8,simu, 1);
    b = unidrnd(300,simu, 1);

    % Se crean las matrices que van a contener los valores de frecuencia.
    alen11 =zeros(length(viento_11),3);
    alen12 =zeros(length(viento_12),3);
    alen21 =zeros(length(viento_21),3);
    alen22 =zeros(length(viento_22),3);
    alen31 =zeros(length(viento_31),3);
```

```

alen32 =zeros(length(viento_32),3);
alen41 =zeros(length(viento_41),3);
alen42 =zeros(length(viento_42),3);
ale_11 =zeros(length(viento_11)*5,12);
ale_12 =zeros(length(viento_12)*5,12);
ale_21 =zeros(length(viento_21)*5,12);
ale_22 =zeros(length(viento_22)*5,12);
ale_31 =zeros(length(viento_31)*5,12);
ale_32 =zeros(length(viento_32)*5,12);
ale_41 =zeros(length(viento_41)*5,12);
ale_42 =zeros(length(viento_42)*5,12);

%Para cada simulacion, se determina la combinación est.-(día -noche)-
direc.
% y se almacena la frecuencia de ocurrencia de la misma
for i = 1:simu
    if a(i) == 1
        for k= (length(viento_11)):-1:1
            if b(i) <= viento_11(k,4) % Compara si el número generado
es menor que la frec. de ocurrencia de una direc. en la dist. original.
                n1 = k;
            end
            end
            alen11(n1,1:3) = [11 viento_11(n1,2) alen11(n1,3) + 1];
            %alen* esta compuesta por [num de estacion, dir viento,
cantidad de veces que sucedio] (de modo aleatorio una direccion)
        elseif a(i) == 2
            for k= (length(viento_12)):-1:1
                if b(i) <= viento_12(k,4)
                    n2 = k;
                end
            end
            alen12(n2,1:3) = [12 viento_12(n2,2) alen12(n2,3) + 1];
        elseif a(i) == 3
            for k= (length(viento_21)):-1:1
                if b(i) <= viento_21(k,4)
                    n3 = k;
                end
            end
            alen21(n3,1:3) = [21 viento_21(n3,2) alen21(n3,3) + 1];
        elseif a(i) == 4
            for k= (length(viento_22)):-1:1
                if b(i) <= viento_22(k,4)
                    n4 = k;
                end
            end
            alen22(n4,1:3) = [22 viento_22(n4,2) alen22(n4,3) + 1];
        elseif a(i) == 5
            for k= (length(viento_31)):-1:1
                if b(i) <= viento_31(k,4)
                    n5 = k;
                end
            end
            alen31(n5,1:3) = [31 viento_31(n5,2) alen31(n5,3) + 1];
        elseif a(i) == 6
            for k= (length(viento_32)):-1:1
                if b(i) <= viento_32(k,4)
                    n6 = k;
                end
            end
            alen32(n6,1:3) = [32 viento_32(n6,2) alen32(n6,3) + 1];

```

```

elseif a(i) == 7
    for k= (length(viento_41)):-1:1
        if b(i) <= viento_41(k,4)
            n7 = k;
        end
    end
    alen41(n7,1:3) = [41 viento_41(n7,2) alen41(n7,3) + 1];
elseif a(i) == 8
    for k= (length(viento_42)):-1:1
        if b(i) <= viento_42(k,4)
            n8 = k;
        end
    end
    alen42(n8,1:3) = [42 viento_42(n8,2) alen42(n8,3) + 1];
end
end
end
% SEGUN LA FRECUENCIA QUE SE OBTUVO PARA CADA UNA DE LAS DIRECCIONES
DE
% CADA UNA DE LAS ESTACIONES - DIA - NOCHE, SE GENERAN LOS N.A. QUE
% CORRESPONDEN A LA VELOCIDAD DEL VIENTO Y A LA ESTABILIDAD.
% LOS PARAMETROS UTILIZADOS EN LA GENERACION DE LOS N.A. SON LAS
CANTIDAD
% DE REGISTROS DE LA VARIABLE EN LA ESTACION - DIA - NOCHE EN ESTUDIO
Y LA
% FRECUENCIA DE LA DIRECCION DEL VIENTO OBTENIDA EN EL CALCULO
ANTERIOR. LA
% CANTIDAD DE REGISTROS DA ENTRE QUE NUMEROS SE ESTA ELIGIENDO
(siempre con
% distribucion de probabilidad uniforme) Y LA FRECUENCIA DE LA
DIRECCION
% CUANTOS NUMEROS GENERO.

velo = [1.5 2.5 4 5.5 6];% velocidades del viento
for i = 1:24
    al_v_11 = unidrnd(sum(viento_11(i,5:9)),alen11(i,3), 1);
    al_e_11 = unidrnd(sum(viento_11(i,10:16)),alen11(i,3), 1);
    al_v_12 = unidrnd(sum(viento_12(i,5:9)),alen12(i,3), 1);
    al_e_12 = unidrnd(sum(viento_12(i,10:16)),alen12(i,3), 1);
    al_v_21 = unidrnd(sum(viento_21(i,5:9)),alen21(i,3), 1);
    al_e_21 = unidrnd(sum(viento_21(i,10:16)),alen21(i,3), 1);
    al_v_22 = unidrnd(sum(viento_22(i,5:9)),alen22(i,3), 1);
    al_e_22 = unidrnd(sum(viento_22(i,10:16)),alen22(i,3), 1);
    al_v_31 = unidrnd(sum(viento_31(i,5:9)),alen31(i,3), 1);
    al_e_31 = unidrnd(sum(viento_31(i,10:16)),alen31(i,3), 1);
    al_v_32 = unidrnd(sum(viento_32(i,5:9)),alen32(i,3), 1);
    al_e_32 = unidrnd(sum(viento_32(i,10:16)),alen32(i,3), 1);
    al_v_41 = unidrnd(sum(viento_41(i,5:9)),alen41(i,3), 1);
    al_e_41 = unidrnd(sum(viento_41(i,10:16)),alen41(i,3), 1);
    al_v_42 = unidrnd(sum(viento_42(i,5:9)),alen42(i,3), 1);
    al_e_42 = unidrnd(sum(viento_42(i,10:16)),alen42(i,3), 1);
    % EN LOS SIGUIENTES BUCLES SE ORDENAN Y CLASIFICAN LOS DATOS DE
VELOCIDAD
% Y ESTABILIDAD EN UNA MATRIZ QUE EN SUS FILAS CONTIENE LA DIRECCION,
LA
% VELOCIDAD Y LA FRECUENCIA CADA UNA DE LAS ESTABILIDADES.

    for i11=1:alen11(i,3)
        for j = 1:5
            if al_v_11(i11) <= sum(viento_11(i,5:10-j))
                nv = 6-j;
            end
        end
    end
end

```

```

end
for j = 1:7
    if al_e_11(i11) <= sum(viento_11(i,10:17-j))
        ne = 13-j;
    end
end
ale_11(i*5-5+nv,1:5) = [alen11(i,:) velo(nv) (ale_11(i*5-
5+nv,5) + 1)];
ale_11(i*5-5+nv,ne) = [ale_11(i*5-5+nv,ne)+1];
end

for i12=1:alen12(i,3)
    for j = 1:5
        if al_v_12(i12) <= sum(viento_12(i,5:10-j))
            nv = 6-j;
        end
    end
    for j = 1:7
        if al_e_12(i12) <= sum(viento_12(i,10:17-j))
            ne = 13-j;
        end
    end
    ale_12(i*5-5+nv,1:5) = [alen12(i,:) velo(nv) (ale_12(i*5-
5+nv,5) + 1)];
    ale_12(i*5-5+nv,ne) = [ale_12(i*5-5+nv,ne)+1];
end

for i21=1:alen21(i,3)
    for j = 1:5
        if al_v_21(i21) <= sum(viento_21(i,5:10-j))
            nv = 6-j;
        end
    end
    for j = 1:7
        if al_e_21(i21) <= sum(viento_21(i,10:17-j))
            ne = 13-j;
        end
    end
    ale_21(i*5-5+nv,1:5) = [alen21(i,:) velo(nv) (ale_21(i*5-
5+nv,5) + 1)];
    ale_21(i*5-5+nv,ne) = [ale_21(i*5-5+nv,ne)+1];
end

for i22=1:alen22(i,3)
    for j = 1:5
        if al_v_22(i22) <= sum(viento_22(i,5:10-j))
            nv = 6-j;
        end
    end
    for j = 1:7
        if al_e_22(i22) <= sum(viento_22(i,10:17-j))
            ne = 13-j;
        end
    end
    ale_22(i*5-5+nv,1:5) = [alen22(i,:) velo(nv) (ale_22(i*5-
5+nv,5) + 1)];
    ale_22(i*5-5+nv,ne) = [ale_22(i*5-5+nv,ne)+1];
end

for i31=1:alen31(i,3)

```

```

for j = 1:5
    if al_v_31(i31) <= sum(viento_31(i,5:10-j))
        nv = 6-j;
    end
end
for j = 1:7
    if al_e_31(i31) <= sum(viento_31(i,10:17-j))
        ne = 13-j;
    end
end
ale_31(i*5-5+nv,1:5) = [alen31(i,:) velo(nv) (ale_31(i*5-
5+nv,5) + 1)];
ale_31(i*5-5+nv,ne) = [ale_31(i*5-5+nv,ne)+1];
end

for i32=1:alen32(i,3)
    for j = 1:5
        if al_v_32(i32) <= sum(viento_32(i,5:10-j))
            nv = 6-j;
        end
    end
    for j = 1:7
        if al_e_32(i32) <= sum(viento_32(i,10:17-j))
            ne = 13-j;
        end
    end
    ale_32(i*5-5+nv,1:5) = [alen32(i,:) velo(nv) (ale_32(i*5-
5+nv,5) + 1)];
    ale_32(i*5-5+nv,ne) = [ale_32(i*5-5+nv,ne)+1];
end

for i41=1:alen41(i,3)
    for j = 1:5
        if al_v_41(i41) <= sum(viento_41(i,5:10-j))
            nv = 6-j;
        end
    end
    for j = 1:7
        if al_e_41(i41) <= sum(viento_41(i,10:17-j))
            ne = 13-j;
        end
    end
    ale_41(i*5-5+nv,1:5) = [alen41(i,:) velo(nv) (ale_41(i*5-
5+nv,5) + 1)];
    ale_41(i*5-5+nv,ne) = [ale_41(i*5-5+nv,ne)+1];
end

for i42=1:alen42(i,3)
    for j = 1:5
        if al_v_42(i42) <= sum(viento_42(i,5:10-j))
            nv = 6-j;
        end
    end
    for j = 1:7
        if al_e_42(i42) <= sum(viento_42(i,10:17-j))
            ne = 13-j;
        end
    end
    ale_42(i*5-5+nv,1:5) = [alen42(i,:) velo(nv) (ale_42(i*5-
5+nv,5) + 1)];
    ale_42(i*5-5+nv,ne) = [ale_42(i*5-5+nv,ne)+1];
end

```

```

        end
    end

    d = [345 0:15:330];% angulos
    dir=zeros(120,2);
    for i =1:24
        for j = 1:5
            dir(i*5-5+j,:) = [d(i) velo(j)];
        end
    end
    % Genera las matrices todo_resu todo_clasi, en donde sen encuentra
    % la distribución de frecuencias generadas aleatoriamente.
    todo_resu=zeros(5,8);
    todo_clasi=zeros(120,9);
    todo_clasi = [dir (ale_12(:,6:12) + ale_11(:,6:12) + ale_22(:,6:12) +
ale_21(:,6:12) + ale_32(:,6:12) + ale_31(:,6:12) + ale_42(:,6:12) +
ale_41(:,6:12))];
    todo_resu = [velo' zeros(5,7)];

    for i = 1:5:length(todo_clasi)
        todo_resu(:,2:8) = [todo_resu(:,2:8)+todo_clasi(i:i+4,3:9)];
    end

else
    [todo_clasi]=aleat_estacion(simu,datos(17,1));
    todo_resu=0;
end

```


Módulo Liviano

```

function []=modulo_liviano

[puntos,conc_90,gradiente,pmed,frec_DDDD,frec_supera_salud]=estadistica_liviano;
[fpuntos cpuntos caaa]=size(puntos);
np=1;
for p=1:np
    datos(:,p)=load(sprintf('datosentrada%d.txt',p)); %Datos obtenidos desde el STRRAP
end

xe=datos(14,1);
ye=datos(15,1);
conc_lim=datos(4,1);
MM=max(max(conc_90));

% puntos generados por mesh grid en realidad estan invertidos, es decir,
% x es y e y es x, por eso contour(Y,X...
X=puntos(:, :, 1);
Y=puntos(:, :, 2);
alfa=linspace(0,2*pi,200);
[dist,tabla,distancia]=distancia_90p(conc_90,frec_supera_salud,puntos,conc_lim,xe,ye);
f=figure('visible','off');
hold on
axis square
h=fspecial('disk',2);c90_gau=imfilter(conc_90,h);
c90_gau(c90_gau<conc_lim)=datos(13,1);
c90_gau(c90_gau>MM)=MM;
contour(Y,X,c90_gau,linspace(0,MM,1000),'fill','on');
colorbar
colormap(jet(1000))
title({'Mapa de concentraciones - [UFC/m^3] ';dist})
plot(dist.*cos(alfa),dist.*sin(alfa),'k-')
shading interp
hold off
print -djpeg95 concentraciones.jpg

f=figure('visible','off');
hold on
axis square

h=fspecial('disk',3);frec_supera_salud_gau=imfilter(frec_supera_salud,h);
frec_supera_salud(c90_gau<conc_lim)=0;

contour(Y,X,frec_supera_salud,linspace(0,max(max(frec_supera_salud)),1000),'fill','on');

```



```
colorbar
colormap(jet(1000))
title({'Mapa de frecuencias';dist})
plot(dist.*cos(alfa),dist.*sin(alfa),'k-')
shading interp
hold off
print -djpeg95 frecuencia.jpg
save tabla.txt tabla -ASCII -DOUBLE -TABS
clf
```

Generación de casos aleatorios

```
function [todo_resu, todo_clasi] = aleat
% Modulo de generacion de casos aleatorios
% Se cargan las matrices que contienen los datos meteorológicos de
Rosario.
% Para poder usar condiciones meteorológicas diferentes es imprescindible
que
% la información esté arreglada como en las matrices viento_**.mat
%
% vientos_**.mat:
% 24 filas una por cada direccion del viento
% 1 columna: condición dia_noche
% 2 columna: angulo
% 3 columna: frecuencia de ocurrencia de la condición dia-noche
% 4 columna: frecuencia de ocurrencia del angulo
% 5 -9 columnas: frecuencia de ocurrencia de velocidad [1.5 2.5 4 5.5 6]
% 10-16 columnas: frecuencia de ocurrencia de estabilidades

np=load('np.txt'); %Cantidad de caudales
for p=1:np
    datos(:,p)=load(sprintf('datosentrada%d.txt',p));
end

simu = datos(10,1);
if datos(17,1)==00 %seleccion de la estacion meteorologica
    load viento_11.mat;
    load viento_12.mat;
    load viento_21.mat;
    load viento_22.mat;
    load viento_31.mat;
    load viento_32.mat;
    load viento_41.mat;
    load viento_42.mat;

    % Cantidad de simulaciones. A mayor número de simulaciones la
distribución
    % se aproxima a la distribución original.
    % Se generan los números aleatorios (1 a 8) para la selección de la
    % condición estación-día-noche. Cada condicion tiene la misma
probabilidad
    % de ser elegida.
    a = unidrnd(8,simu, 1);
    b = unidrnd(300,simu, 1);

    % Se crean las matrices que van a contener los valores de frecuencia.
    alen11 =zeros(length(viento_11),3);
    alen12 =zeros(length(viento_12),3);
    alen21 =zeros(length(viento_21),3);
    alen22 =zeros(length(viento_22),3);
    alen31 =zeros(length(viento_31),3);
    alen32 =zeros(length(viento_32),3);
    alen41 =zeros(length(viento_41),3);
    alen42 =zeros(length(viento_42),3);
    ale_11 =zeros(length(viento_11)*5,12);
    ale_12 =zeros(length(viento_12)*5,12);
    ale_21 =zeros(length(viento_21)*5,12);
    ale_22 =zeros(length(viento_22)*5,12);
    ale_31 =zeros(length(viento_31)*5,12);
    ale_32 =zeros(length(viento_32)*5,12);
```

```

ale_41 =zeros(length(viento_41)*5,12);
ale_42 =zeros(length(viento_42)*5,12);

%Para cada simulacion, se determina la combinación est.-(día -noche)-
direc.
% y se almacena la frecuencia de ocurrencia de la misma
for i = 1:simu
    if a(i) == 1
        for k= (length(viento_11)):-1:1
            if b(i) <= viento_11(k,4) % Compara si el número generado
es menor que la frec. de ocurrencia de una direc. en la dist. original.
                n1 = k;
            end
        end
        alen11(n1,1:3) = [11 viento_11(n1,2) alen11(n1,3) + 1];
        %alen* esta compuesta por [num de estacion, dir viento,
cantidad de veces que sucedio] (de modo aleatorio una direccion)
    elseif a(i) == 2
        for k= (length(viento_12)):-1:1
            if b(i) <= viento_12(k,4)
                n2 = k;
            end
        end
        alen12(n2,1:3) = [12 viento_12(n2,2) alen12(n2,3) + 1];
    elseif a(i) == 3
        for k= (length(viento_21)):-1:1
            if b(i) <= viento_21(k,4)
                n3 = k;
            end
        end
        alen21(n3,1:3) = [21 viento_21(n3,2) alen21(n3,3) + 1];
    elseif a(i) == 4
        for k= (length(viento_22)):-1:1
            if b(i) <= viento_22(k,4)
                n4 = k;
            end
        end
        alen22(n4,1:3) = [22 viento_22(n4,2) alen22(n4,3) + 1];
    elseif a(i) == 5
        for k= (length(viento_31)):-1:1
            if b(i) <= viento_31(k,4)
                n5 = k;
            end
        end
        alen31(n5,1:3) = [31 viento_31(n5,2) alen31(n5,3) + 1];
    elseif a(i) == 6
        for k= (length(viento_32)):-1:1
            if b(i) <= viento_32(k,4)
                n6 = k;
            end
        end
        alen32(n6,1:3) = [32 viento_32(n6,2) alen32(n6,3) + 1];
    elseif a(i) == 7
        for k= (length(viento_41)):-1:1
            if b(i) <= viento_41(k,4)
                n7 = k;
            end
        end
        alen41(n7,1:3) = [41 viento_41(n7,2) alen41(n7,3) + 1];
    elseif a(i) == 8
        for k= (length(viento_42)):-1:1

```

```

        if b(i) <= viento_42(k,4)
            n8 = k;
        end
    end
    alen42(n8,1:3) = [42 viento_42(n8,2) alen42(n8,3) + 1];
end
end
% SEGUN LA FRECUENCIA QUE SE OBTUVO PARA CADA UNA DE LAS DIRECCIONES
DE
% CADA UNA DE LAS ESTACIONES - DIA - NOCHE, SE GENERAN LOS N.A. QUE
% CORRESPONDEN A LA VELOCIDAD DEL VIENTO Y A LA ESTABILIDAD.
% LOS PARAMETROS UTILIZADOS EN LA GENERACION DE LOS N.A. SON LAS
CANTIDAD
% DE REGISTROS DE LA VARIABLE EN LA ESTACION - DIA - NOCHE EN ESTUDIO
Y LA
% FRECUENCIA DE LA DIRECCION DEL VIENTO OBTENIDA EN EL CALCULO
ANTERIOR. LA
% CANTIDAD DE REGISTROS DA ENTRE QUE NUMEROS SE ESTA ELIGIENDO
(siempre con
% distribucion de probabilidad uniforme) Y LA FRECUENCIA DE LA
DIRECCION
% CUANTOS NUMEROS GENERO.

velo = [1.5 2.5 4 5.5 6];% velocidades del viento
for i = 1:24
    al_v_11 = unidrnd(sum(viento_11(i,5:9)),alen11(i,3), 1);
    al_e_11 = unidrnd(sum(viento_11(i,10:16)),alen11(i,3), 1);
    al_v_12 = unidrnd(sum(viento_12(i,5:9)),alen12(i,3), 1);
    al_e_12 = unidrnd(sum(viento_12(i,10:16)),alen12(i,3), 1);
    al_v_21 = unidrnd(sum(viento_21(i,5:9)),alen21(i,3), 1);
    al_e_21 = unidrnd(sum(viento_21(i,10:16)),alen21(i,3), 1);
    al_v_22 = unidrnd(sum(viento_22(i,5:9)),alen22(i,3), 1);
    al_e_22 = unidrnd(sum(viento_22(i,10:16)),alen22(i,3), 1);
    al_v_31 = unidrnd(sum(viento_31(i,5:9)),alen31(i,3), 1);
    al_e_31 = unidrnd(sum(viento_31(i,10:16)),alen31(i,3), 1);
    al_v_32 = unidrnd(sum(viento_32(i,5:9)),alen32(i,3), 1);
    al_e_32 = unidrnd(sum(viento_32(i,10:16)),alen32(i,3), 1);
    al_v_41 = unidrnd(sum(viento_41(i,5:9)),alen41(i,3), 1);
    al_e_41 = unidrnd(sum(viento_41(i,10:16)),alen41(i,3), 1);
    al_v_42 = unidrnd(sum(viento_42(i,5:9)),alen42(i,3), 1);
    al_e_42 = unidrnd(sum(viento_42(i,10:16)),alen42(i,3), 1);
    % EN LOS SIGUIENTES BUCLES SE ORDENAN Y CLASIFICAN LOS DATOS DE
VELOCIDAD
    % Y ESTABILIDAD EN UNA MATRIZ QUE EN SUS FILAS CONTIENE LA DIRECCION,
LA
    % VELOCIDAD Y LA FRECUENCIA CADA UNA DE LAS ESTABILIDADES.

    for i11=1:alen11(i,3)
        for j = 1:5
            if al_v_11(i11) <= sum(viento_11(i,5:10-j))
                nv = 6-j;
            end
        end
        for j = 1:7
            if al_e_11(i11) <= sum(viento_11(i,10:17-j))
                ne = 13-j;
            end
        end
        ale_11(i*5-5+nv,1:5) = [alen11(i,:) velo(nv) (ale_11(i*5-
5+nv,5) + 1)];
        ale_11(i*5-5+nv,ne) = [ale_11(i*5-5+nv,ne)+1];
    end
end

```

```

end

for i12=1:alen12(i,3)
  for j = 1:5
    if al_v_12(i12) <= sum(viento_12(i,5:10-j))
      nv = 6-j;
    end
  end
  for j = 1:7
    if al_e_12(i12) <= sum(viento_12(i,10:17-j))
      ne = 13-j;
    end
  end
  ale_12(i*5-5+nv,1:5) = [alen12(i,:) velo(nv) (ale_12(i*5-
5+nv,5) + 1)];
  ale_12(i*5-5+nv,ne) = [ale_12(i*5-5+nv,ne)+1];
end

for i21=1:alen21(i,3)
  for j = 1:5
    if al_v_21(i21) <= sum(viento_21(i,5:10-j))
      nv = 6-j;
    end
  end
  for j = 1:7
    if al_e_21(i21) <= sum(viento_21(i,10:17-j))
      ne = 13-j;
    end
  end
  ale_21(i*5-5+nv,1:5) = [alen21(i,:) velo(nv) (ale_21(i*5-
5+nv,5) + 1)];
  ale_21(i*5-5+nv,ne) = [ale_21(i*5-5+nv,ne)+1];
end

for i22=1:alen22(i,3)
  for j = 1:5
    if al_v_22(i22) <= sum(viento_22(i,5:10-j))
      nv = 6-j;
    end
  end
  for j = 1:7
    if al_e_22(i22) <= sum(viento_22(i,10:17-j))
      ne = 13-j;
    end
  end
  ale_22(i*5-5+nv,1:5) = [alen22(i,:) velo(nv) (ale_22(i*5-
5+nv,5) + 1)];
  ale_22(i*5-5+nv,ne) = [ale_22(i*5-5+nv,ne)+1];
end

for i31=1:alen31(i,3)
  for j = 1:5
    if al_v_31(i31) <= sum(viento_31(i,5:10-j))
      nv = 6-j;
    end
  end
  for j = 1:7
    if al_e_31(i31) <= sum(viento_31(i,10:17-j))
      ne = 13-j;
    end
  end
end

```

```

        end
        ale_31(i*5-5+nv,1:5) = [alen31(i,:) velo(nv) (ale_31(i*5-
5+nv,5) + 1)];
        ale_31(i*5-5+nv,ne) = [ale_31(i*5-5+nv,ne)+1];
    end

    for i32=1:alen32(i,3)
        for j = 1:5
            if al_v_32(i32) <= sum(viento_32(i,5:10-j))
                nv = 6-j;
            end
        end
        for j = 1:7
            if al_e_32(i32) <= sum(viento_32(i,10:17-j))
                ne = 13-j;
            end
        end
        ale_32(i*5-5+nv,1:5) = [alen32(i,:) velo(nv) (ale_32(i*5-
5+nv,5) + 1)];
        ale_32(i*5-5+nv,ne) = [ale_32(i*5-5+nv,ne)+1];
    end

    for i41=1:alen41(i,3)
        for j = 1:5
            if al_v_41(i41) <= sum(viento_41(i,5:10-j))
                nv = 6-j;
            end
        end
        for j = 1:7
            if al_e_41(i41) <= sum(viento_41(i,10:17-j))
                ne = 13-j;
            end
        end
        ale_41(i*5-5+nv,1:5) = [alen41(i,:) velo(nv) (ale_41(i*5-
5+nv,5) + 1)];
        ale_41(i*5-5+nv,ne) = [ale_41(i*5-5+nv,ne)+1];
    end

    for i42=1:alen42(i,3)
        for j = 1:5
            if al_v_42(i42) <= sum(viento_42(i,5:10-j))
                nv = 6-j;
            end
        end
        for j = 1:7
            if al_e_42(i42) <= sum(viento_42(i,10:17-j))
                ne = 13-j;
            end
        end
        ale_42(i*5-5+nv,1:5) = [alen42(i,:) velo(nv) (ale_42(i*5-
5+nv,5) + 1)];
        ale_42(i*5-5+nv,ne) = [ale_42(i*5-5+nv,ne)+1];
    end
end

d = [345 0:15:330];% angulos
dir=zeros(120,2);
for i =1:24
    for j = 1:5
        dir(i*5-5+j,:) = [d(i) velo(j)];
    end
end

```

```

        end
    end
    % Genera las matrices todo_resu todo_clasi, en donde sen encuentra
    % la distribución de frecuencias generadas aleatoriamente.
    todo_resu=zeros(5,8);
    todo_clasi=zeros(120,9);
    todo_clasi = [dir (ale_12(:,6:12) + ale_11(:,6:12) + ale_22(:,6:12) +
ale_21(:,6:12) + ale_32(:,6:12) + ale_31(:,6:12) + ale_42(:,6:12) +
ale_41(:,6:12)))]];
    todo_resu = [velo' zeros(5,7)];

    for i = 1:5:length(todo_clasi)
        todo_resu(:,2:8) = [todo_resu(:,2:8)+todo_clasi(i:i+4,3:9)];
    end

else
    [todo_clasi]=aleat_estacion(simu,datos(17,1));
    todo_resu=0;
end

```

VARIABLES ALEATORIAS POR ESTACIÓN

```
function [todo_clasi]=aleat_estacion(simu,est)
% disp('estacion')
% disp(est)
switch est
    case 11
        load viento_11.mat;
        viento=viento_11;
    case 12
        load viento_12.mat;
        viento=viento_12;
    case 21
        load viento_21.mat;
        viento=viento_21;
    case 22
        load viento_22.mat;
        viento=viento_22;
    case 31
        load viento_31.mat;
        viento=viento_31;
    case 32
        load viento_32.mat;
        viento=viento_32;
    case 41
        load viento_41.mat;
        viento=viento_41;
    case 42
        load viento_42.mat;
        viento=viento_42;
    otherwise
        disp('debe ingresar las siguientes estaciones')
        disp('-----')

        disp('00      para todo el año')
        disp('11      otoño      día')
        disp('12      otoño      noche')
        disp('21      primavera  día')
        disp('22      primavera  noche')
        disp('31      verano     día')
        disp('32      verano     noche')
        disp('41      invierno   día')
        disp('42      otoño     día')
        return
end
clear viento_*

b = unidrnd(300,simu, 1);
alen =zeros(length(viento),3);
ale =zeros(length(viento)*5,12);

for i = 1:simu
    for k= (length(viento)):-1:1
        if b(i) <= viento(k,4)
            n1 = k;
        end
    end
end
```



```

        alen(n1,1:3) = [11 viento(n1,2) alen(n1,3) + 1];

end
velo = [1.5 2.5 4 5.5 6];
for i = 1:24
    al_v = unidrnd(sum(viento(i,5:9)),alen(i,3), 1);
    al_e = unidrnd(sum(viento(i,10:16)),alen(i,3), 1);

    for i11=1:alen(i,3)
        for j = 1:5
            if al_v(i11) <= sum(viento(i,5:10-j))
                nv = 6-j;
            end
        end
        for j = 1:7
            if al_e(i11) <= sum(viento(i,10:17-j))
                ne = 13-j;
            end
        end
        ale(i*5-5+nv,1:5) = [alen(i,:) velo(nv) (ale(i*5-5+nv,5) + 1)];
        ale(i*5-5+nv,ne) = [ale(i*5-5+nv,ne)+1];
    end
end

d = [345 0:15:330];
dir=zeros(120,2);
for i =1:24
    for j = 1:5
        dir(i*5-5+j,:) = [d(i) velo(j)];
    end
end
% Genera las matrices todo_resu todo_clasi, en donde sen encuentra
% la distribución de frecuencias generadas aleatoriamente.
% todo_resu=zeros(5,8);
todo_clasi=zeros(120,9);

todo_clasi = [dir (ale(:,6:12))];
todo_resu = [velo' zeros(5,7)];
for i = 1:5:length(todo_clasi)
    todo_resu(:,2:8) = [todo_resu(:,2:8)+todo_clasi(i:i+4,3:9)];
end

```

Generacion de datos de entrada

```
[a mont]=aleat; % Llama a la función aleat.m para generar la matriz de
datos meteorológicos
mont(:,8)= mont(:,8) + mont(:,9);
mont(:,9)=[];
[fmont cmont]=size(mont);

np=load('np.txt'); %cantidad de caudales
for p=1:np
datos(:,p)=load(sprintf('datosentrada%d.txt',p)); %Datos obtenidos desde
el STRRAP
end
dx=datos(12,1);
dist_int=datos(11,1);
xsd=dist_int;
xii=-dist_int;
nintervalos=ceil((xsd-xii)/dx);
x=[(xii+dx/2):dx:(xsd-dx/2)];
[X,Y]=meshgrid(x,x);
puntos(:, :, 1)=X;
puntos(:, :, 2)=Y;
clear X Y

[fpuntos cpuntos npuntos]=size(puntos);

const=0;
% Se crea una tabla de 24 filas (24 dir vientos) y 31 columnas (5 U * 6
E+ dir vientos)
for i=1:24
    salto=1;
    for j=1:5
        fre(i,salto:(salto+5))=mont((j+const),3:8);
        salto=salto+6;
    end
    const=const+5;
end
% Se genera un vector con los angulos ordenados segun mont
capa=[285:-15:0,345:-15:300];
for i=1:24
    fre(i,31)=capa(i)';
end

% Se ordenan las frecuencias en orden creciente de angulos de viento
frecuencia=sortrows(fre(:, :),31);
frecuencia(:,31)=[];

clear i* j fmon* fpun* c* fre
```

Generacion de Grilla de receptores y matrices para alojar los valores de concentraciones

```

function [conc_24dir,puntos,datos,frecuencia,conc_lim]=conc_liviano
% Modulo encargado de generar las plumas
generar_receptores; % generacion de la grilla de receptores
np=load('np.txt');
for p=1:np
datos(:,p)=load(sprintf('datosentrada%d.txt',p)); %Datos obtenidos desde
el STRRAP
end
roa = datos(18,1);      % Densidad del aire [kg/m^3]
mua = datos(19,1);      % Viscosidad del aire [kg/m.s]
pma=28.964e-3;          % Masa molar promedio del aire [Kg/mol]
pma2=pma/6.023e23;      % Masa molar promedio del aire [Kg/molecula]
z= datos(1);           % altura receptor
t=datos(2);            % (t) cantidad de términos de la ecuación gaussiana
de 1 a 4
T= datos(3);           % Temperatura ambiente [°K]
conc_lim=datos(4);     % mg/m3
hc = datos(5);         % Altura de la chimenea [m]
dc=datos(6);          % Diametro de la chimenea [m]
tsg=datos(7);         % Temperatura de salida de los gases [°K]
vsg=datos(8);         % Velocidad de salida de gases [m/s]
conc_fondo=datos(13); % Valor promedio anual [mg/m3]
q = datos(9);          % Caudal de MP [mg/s]
dt=tsg-T;
fb=9.8*vsg*(dc^2)*(dt)/(4*tsg);
fm=vsg^2*dc^2*T/(4*tsg);
param_dispersion=datos(20,1);
dx=datos(12,1);
load u.mat;
load coef_hefec.mat;
load a.mat;
load b.mat;
load c.mat;
load d.mat;
gr = 9.8;
[fpuntos cpuntos caaa]=size(puntos);
angulos=0:15:345;
angulo_rot=0;
% Pluma generica
conc_24dir=zeros(fpuntos,cpuntos,30,24);
[conc
xxyy]=pluma_gaussiana(angulo_rot,z,T,hc,dc,t,tsg,vsg,q,a,b,c,d,u,coef_hefec,xsd,dx,dist_int,conc_lim,conc_fondo,dt,fb,fm,param_dispersion);
    for i=1:length(angulos)
        ang_rot=angulos(i);
        x_0=0;y_0=0;
[x_0,y_0]=rot_pluma(xxyy,ang_rot);% ,coordenadas(ne_fuente,:));
        dir=i;
        [concdir]=asignar(puntos,x_0,y_0,conc,frecuencia,dir);
        conc_24dir(:,:,,dir)=concdir(:,:,,dir)+conc_24dir(:,:,,dir);
    end
end

```

Cálculo de altura de capa de inversión térmica o capa de mezcla

```
function h=altura_capa_mezcla(k,z,u,gr,T)
% Se busco en la bibliografia material acerca del calculo de capa de
% mezcla.
% Debido a la falta de datos reales necesarios en los modelos,se adopta
el
% cálculo de este parámetro para condiciones estables y de aplica a todas
las
% estabilidades.
% En la carpeta pmores/2008/modelo_gaussiano/2008/modelos hay una tesis
(hm_muybueno)
% que se podria llegar a utilizar para implementar un modelo. Se cuenta
con
% una tabla que tiene para cada vel de viento e indice de radiacion (NR),
la
% esbilidad corespondiente. Se armó una tabla (U-E-NR) para
% implementar el modelo (la tabla se llama radiacion.xls y esta en el
% directorio del modelo gaussiano. Los datos se sacaron de una tabla que
% esta en la pagina 6-22 del estudio de impacto ambiental de la central
% Sorrento)
alpha=0.35;
% omega=7.2722e-005;%2*pi/86400;%velocidad de rotacion de la tierra
% phi=32.67;%latitud del lugar en grados
% f=abs(2*omega*0.5398);% *sind(phi)) reemplazado por el valor;
% reemplazamos para ahorrar calculo
f=7.8511e-005;
zref=10;
uref=u;
uf=0.4*uref/log(zref/z);
h=alpha*uf/f;

% h=0.35*(0.4*u/log(10/z))/7.8511e-005;
```

Cálculo de concentraciones: Modelo Gaussiano, para una dirección de viento

```
function [conc
xxyy]=pluma_gaussiana(angulo_rot,z,T,hc,dc,t,tsg,vsg,q,a,b,c,d,u,coef_hef
ec,xsd,dx,dist_int,conc_lim,conc_fondo,dt,fb,fm,param_dispersion)
angulo_rot=0;
%% Modelo de dispersion gaussiana
% Calculamos las distancias (downwind y crosswind) a discretizar en el
ángulo considerado.
x=dx/2:(dx/2):(sqrt(2)*xsd);
x=x';
y=sort([-x(end:-1:1)];0;x]);

lx=length(x);
[ly]=length(y);
xxyy=zeros(lx*ly,2);
conc=zeros(lx*ly,30);
gr=9.8;
hef=hc;
if param_dispersion==1
elseif param_dispersion==2

%parametros de los coeficientes de dispersion, pero no son utilizados
estos se utilizan a.mat b.mat ...
a=[1.38 1 0.71 .5 .33 .27 1.38 1 0.71 .5 .33 .27 1.38 1 0.71 .5 .33 .27
1.38 1 0.71 .5 .33 .27 1.38 1 0.71 .5 .33 .27];
b=[0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76
0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76
0.76 0.76 0.76];
c=[.32 .68 .96 1.32 1.98 2.28 .32 .68 .96 1.32 1.98 2.28 .32 .68 .96
1.32 1.98 2.28 .32 .68 .96 1.32 1.98 2.28 .32 .68 .96 1.32 1.98 2.28];
d=[.95 .81 .67 .53 .39 .31 .95 .81 .67 .53 .39 .31 .95 .81 .67 .53 .39
.31 .95 .81 .67 .53 .39 .31 .95 .81 .67 .53 .39 .31];
elseif param_dispersion==3
% EPA useer guide for industrial sources complex isc3 dispersion model
aa=[24.1670 18.3330 12.5 8.333 6.25 4.1667 24.1670 18.3330 12.5
8.333 6.25 4.1667 24.1670 18.3330 12.5 8.333 6.25 4.1667 24.1670
18.3330 12.5 8.333 6.25 4.1667 24.1670 18.3330 12.5 8.333 6.25
4.1667];
bb=[2.5334 1.8096 1.0857 0.72382 0.54287 0.36191 2.5334 1.8096 1.0857
0.72382 0.54287 0.36191 2.5334 1.8096 1.0857 0.72382 0.54287 0.36191
2.5334 1.8096 1.0857 0.72382 0.54287 0.36191 2.5334 1.8096 1.0857
0.72382 0.54287 0.36191 ];
end
%% pasquill-gifford pagina 226 de atmospheric motion and air pollution
% a=[0.2658 0.2751 0.2089 0.1474 0.1046 0.0722 0.2658 0.2751 0.2089
0.1474 0.1046 0.0722 0.2658 0.2751 0.2089 0.1474 0.1046 0.0722 0.2658
0.2751 0.2089 0.1474 0.1046 0.0722 0.2658 0.2751 0.2089 0.1474 0.1046
0.0722 ];
% b=[0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031
0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031
0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031
0.9031 ];
% c=[2.5e-4 1.9e-3 0.20 0.30 0.40 0.20 2.5e-4 1.9e-3 0.20 0.30 0.40
0.20 2.5e-4 1.9e-3 0.20 0.30 0.40 0.20 2.5e-4 1.9e-3 0.20 0.30 0.40 0.20
2.5e-4 1.9e-3 0.20 0.30 0.40 0.20 ];
% d=[2.1250 1.6021 0.8543 0.6532 0.6021 0.6020 2.1250 1.6021 0.8543
0.6532 0.6021 0.6020 2.1250 1.6021 0.8543 0.6532 0.6021 0.6020 2.1250
1.6021 0.8543 0.6532 0.6021 0.6020 2.1250 1.6021 0.8543 0.6532 0.6021
0.6020 ];
```

```

%   c_prim=[0 0 0.5742 0.9605 2.1250 2.1820 0 0 0.5742 0.9605 2.1250
2.1820 0 0 0.5742 0.9605 2.1250 2.1820 0 0 0.5742 0.9605 2.1250 2.1820 0
0 0.5742 0.9605 2.1250 2.1820 ];
%   d_prim=[0 0 0.7160 0.5409 0.3979 0.3310 0 0 0.7160 0.5409 0.3979
0.3310 0 0 0.7160 0.5409 0.3979 0.3310 0 0 0.7160 0.5409 0.3979 0.3310 0
0 0.7160 0.5409 0.3979 0.3310 ];
%%
reng=0;
for i=1:lx
    for j=1:ly
        reng=reng+1;
        xxyy(reng,[1 2])=[x(i),y(j)];
    end
end

fa_logico=0; %en dispersiones liviano siempre chimenea
if fa_logico==0
for k=1:30
    us=u(k)*(hc/10)^coef_hefec(k);% velocidad del viento a la altura de
la chimenea
    h_inv=altura_capa_mezcla(k,z,us);
    for i=1:reng
        % altura efectiva de la chimenea
        xx=xxyy(i,1);
        yy=xxyy(i,2);
        hef=altura_efectiva(tsg,gr,vsg,T,dc,hc,us,xx,k,dt,fb,fm);
        hef(hef<0)=0;
        H=hef;
        if param_dispersion==3
            simz=(sel_para(k,xx/1000));
            simy=(465.11628*xx*tan(0.017453293*(aa(k)-
bb(k)*log(xx/1000)))));
        elseif param_dispersion~=3
            simy =(a(k).*((xx).^b(k)));
            simz = (c(k).*((xx).^d(k)));
        end
        for j=1:ly;
            yy=y(j);
            YY=y;
            if H<h_inv;
                reng=reng+1
                s=0;
                for jj=1:t % reflexion no usado en particulado
                    H1=z-(2*jj*h_inv-hef);
                    H2=z+(2*jj*h_inv-hef);
                    H3=z-(2*jj*h_inv+hef);
                    H4=z+(2*jj*h_inv+hef);
                    s=s+exp(-0.5*(H1/simz)^2)+exp(-
0.5*(H2/simz)^2)+exp(-0.5*(H3/simz)^2+exp(-0.5*(H4/simz)^2));
                end
                M=q./(2*pi*us*simy*simz);
                e1=exp(-0.5*((yy)/simy).^2);
                e2=exp(-0.5*((z-H)/simz).^2);
                conc(i,k)=M*e1*e2;
            end
        end
    end
else
end
end

```

Rotación de pluma Gaussiana para todas las direcciones de viento

```
function [xx yy]=rot_pluma(xxyy,ang)% ,coord)
% Modulo para rotar la pluma generica para las distintas direcciones del
% viento

[reng lll]=size(xxyy);
xx=zeros(reng,1);
yy=zeros(reng,1);
for i=1:reng
xx(i)= xxyy(i,1)*cosd(ang)-xxyy(i,2)*sind(ang);
yy(i)= xxyy(i,1)*sind(ang)+xxyy(i,2)*cosd(ang);
end
```

Asignación de valores (archivo asignar)

```
function [concdir]=asignar(puntos,x_n,y_n,concn,frecuencia,dir)
% Modulo que ubica los valores de concentracion para cada punto de la
pluma,
% en el punto correspondiente de la grilla.

[fx cx]=size(x_n);
[fpuntos cpuntos aa]=size(puntos);
concdir=zeros(fpuntos,cpuntos,30);

% eliminacion de valores incesarios (valores que caen fuera de la
grilla)
for i=1:fx
[adsfg x_ind]=min(abs(x_n(i)- puntos(1,:,1)));
[adsfg y_ind]=min(abs(y_n(i)- puntos(:,1,2)));
concdir(x_ind,y_ind,1:30)=concn(i,1:30);
end
```

Cálculos estadísticos (90 percentil de concentraciones)

```
function
[puntos,conc_90,gradiente,pmed,frec_DDDD,frec_supera_salud]=estadistica_liviano
% Modulo de calculos estadisticos
[conc_24dir,puntos,datos,frec_24dir,conc_lim]=conc_liviano;
[fcdddd,ccdddd,capa_cdddd,cap24]=size(conc_24dir);
% Se arma la matriz conc_DDDD que contiene 30*24 capas de concentracion
% en correspondencia con los puntos de la grilla de receptores.
conc_DDDD_preac=zeros(fcdddd,ccdddd,30*24);
for m=1:24
conc_DDDD(:,:(30*m-30+1):30*m,1)=conc_24dir(:,:(1:30,m));
end

clear conc_24dir
[fcdddd,ccdddd,capa_cdddd]=size(conc_DDDD);

% Busca el mximo para armar los intervalos. Si el mximo es cero no se ha
% superado el criterio de salud en ningn punto por lo que no se sigue con
% los clculos para ese criterio
max_conc=max(max(max(max(conc_DDDD(:,:(1:30,m))))));

if max_conc>0;

bas=conc_DDDD;
bas(bas==0)=[ ];
min_conc=min(min(min(bas)));

%% Genera los intervalos y puntos medios de concentracin

int=200;
rango=(max_conc-min_conc)/int;
pmed=linspace(min_conc+(rango/2),max_conc-(rango/2),int);

% int=200;
% rango=(max_conc-min_conc)./int;
% intervalos=min_conc:rango:max_conc;
% pmed=zeros(1,int);
% for i=1:int
% pmed(i)=(intervalos(i)+intervalos(i+1))./2;
% end

gradiente=linspace(min_conc,max_conc,50);

for i=1:fcdddd
for j=1:ccdddd
for k=1:capa_cdddd
[mini_pos]=min(abs((conc_DDDD(i,j,k)-pmed)));
conc_DDDD(i,j,k)=pmed(pos);
end
end
end

lista=frec_24dir';lista=lista(:);
frec_DDDD=ones(fcdddd,ccdddd,720);
```



```

for i=1:720
    frec_DDDD(:, :, i)=lista(i);
end
[conc_90]=perc_90(conc_DDDD, frec_DDDD, conc_lim);
conc_90(conc_90<conc_lim)=datos(13,1);
frec_supera_salud=zeros(fcdddd, ccdddd);

for i=1:fcdddd
    for j=1:ccdddd
        for k=1:capa_ccdddd
            if conc_DDDD(i, j, k)>=conc_lim
                frec_supera_salud(i, j)=frec_supera_salud(i, j)+frec_DDDD(i, j, k);
            end
        end
    end
end
else
    disp('No se ha superado el criterio de salud')
    pmed=zeros(1,15);
end

```

```

function [conc]=moverpluma_y_ac(puntos, conc_noacum, coordenadas, ni)
[fc cc zc]=size(conc_noacum);
conc=zeros(fc, cc, zc);
for ne_fuente=1:ni
    coord=coordenadas(ne_fuente, :);
    mediagrilla=length(puntos)/2;
    [adsfg x_ind]=min(abs(coord(1)- puntos(1, :, 1)));
    [adsfg y_ind]=min(abs(coord(2)- puntos(:, 1, 2)));
    x_ind=mediagrilla-x_ind;
    y_ind=mediagrilla-y_ind;
    pre=zeros(fc, cc, zc);
    if coord(1)==0 && coord(2)==0
        pre=conc_noacum;
        conc=pre+conc;
    else
        if x_ind<0
            if y_ind<0
                pre(1:end-(-x_ind), 1:end-(-y_ind), :)=conc_noacum(-
x_ind+1:end, -y_ind+1:end, :);
                % pre(fc-(-x_ind):fc, :, :)=zeros(abs(x_ind), cc, zc)
                % pre(:, cc-(-y_ind):cc, :)=zeros(fc, abs(y_ind), zc)
                % pre(fc-(-x_ind):fc, :, :)=0;
                % pre(:, cc-(-y_ind):cc, :)=0;
            elseif y_ind>0
                pre(1:end-(-x_ind), y_ind+1:end, :)=conc_noacum(-
x_ind+1:end, 1:end-y_ind, :);
                % pre(fc-(-x_ind):fc, :, :)=0;
                % pre(:, 1:y_ind, :)=0;
            elseif y_ind==0
                pre(1:end-(-x_ind), :, :)=conc_noacum(-x_ind+1:end, :, :);
                % pre(fc-(-x_ind):fc, :, :)=0;
            end
        elseif x_ind>0

```

```

        if y_ind<0
            pre(1+x_ind:end,1:end-(-y_ind),:)=conc_noacum(1:end-
x_ind,-y_ind+1:end,:);
%           pre(x_ind:end,(1:end-(-y_ind),:)=conc_noacum(1:end-
x_ind,(-y_ind+1:end),:);
%           pre(1:x_ind,:)=0;
%           pre(:,cc-(-y_ind):cc,:)=0;
        elseif y_ind>0
            pre(x_ind+1:end,y_ind+1:end,:)=conc_noacum(1:end-
x_ind,1:end-y_ind,:);
%           pre(1:x_ind,:)=0;
%           pre(:,1:y_ind,:)=0;
        elseif y_ind==0
            pre(x_ind+1:end,:)=conc_noacum(1:end-x_ind,:);
%           pre(1:x_ind,:)=0;
        end
    elseif x_ind==0
        if y_ind<0
            pre(:,1:end-(-y_ind),:)=conc_noacum(:, -y_ind+1:end,:);
        elseif y_ind>0
            pre(:,1+y_ind:end,:)=conc_noacum(:,1:end-y_ind,:);
        elseif y_ind==0
            pre=conc_noacum;
        end
    end
    conc=conc+pre;
end
end

```

```

function [conc_90]=perc_90(conc_DDDD,frec_DDDD,conc_lim)
% Calculamos la concentracion del 90 percentil en función de la cantidad
de
% veces que se ha superado el criterio de salud.

% Se arma una lista para cada punto receptor de
% concentracion-frecuencia-frecuencia relativa, se ordena de segun
% concentraciones crecientes, y se acumula la frecuencia relativa. Luego
se
% busca la fila en la que la frecuencia relativa acumulada es mayor o
igual
% al 90%. Ese valor de concentracion se guarda en conc_90.

% Se descarto el calculo del 90 percentil en funcion de la frecuencia
total
% de ocurrencia (que considera las concentraciones nulas) ya que no se
% obtienen resultados (el valor del 90 percentil para todos los
receptores
% es 0, ya que es el numero que mas se repite). Hay que verificar que
% criterio se adopto en el modulo de material particulado.

np=1;
for p=1:np
datos(:,p)=load(sprintf('datosentrada%d.txt',p));
end
% Cantidad de simulaciones. A mayor número de simulaciones la
distribución
% se aproxima a la distribución original.

```

```

simu = datos(10,1);

[sf cf capaf]=size(frec_DDDD);
conc_90=zeros(sf,cf);
for i=1:sf
    for j=1:cf
        clear conc_frec_25 conc_frec_ord_25 sumacum
        conc_frec_25=[0 0];
        l=1;
        for k=1:720
            if conc_DDDD(i,j,k)>=conc_lim
                conc_frec_25(l,1)=conc_DDDD(i,j,k);
                conc_frec_25(l,2)=frec_DDDD(i,j,k);
                l=l+1;
            end
        end
        total_superacion=sum(conc_frec_25(:,2));
        if total_superacion==0
            conc_90(i,j)=0;
        else
            conc_frec_25(:,3)=conc_frec_25(:,2)./total_superacion;
            conc_frec_ord_25=sortrows(conc_frec_25,1);
            conc_frec_ord_25(:,4)=cumsum(conc_frec_ord_25(:,3));
            [qw ind]=min(abs(conc_frec_ord_25(:,4)-0.9));
            conc_90(i,j)=conc_frec_ord_25(ind,1);
        end
    end
end
end

```

SUBROUTINAS MÓDULO MATERIAL PARTICULADO

Módulo Particulado

```

function []=modulo_PM
% generamos valores aleatorios para las corridas de PM2.5 y PM10
[asd mont]=aleat;
mont(:,8)= mont(:,8) + mont(:,9);
mont(:,9)=[];

np=load('np.txt');
for p=1:np
datos(:,p)=load(sprintf('datosentrada%d.txt',p)); %Datos obtenidos desde
el STRRAP
end
cont25=0;
cont10=0;
coordenadas(:,1)=[datos(22,:)];
coordenadas(:,2)=[datos(23,:)];
%Seleccion de los datos de entrada a correr po PM2.5 y PM10
% se guardan los valores a correr por PM2.5 dat25
% los datos a correr por PM10 se guardan en dat10
for p=1:np
    if datos(5,p)<=2.5e-6
        cont25=cont25+1;
        dat25(cont25)=p;
        conc_fondo_25=datos(17,dat25(cont25));
    end
    if datos(5,p)<=10e-6
        cont10=cont10+1;
        dat10(cont10)=p;
        conc_fondo_10=datos(17,dat10(cont10));
    end
end

ind=1;
% se crea un vector con las coordenadas
for p=1:np-1
    if coordenadas(p,:)==coordenadas(p+1,:)
        borrar(ind)=p;
        ind=ind+1;
    end
end
coordenadas(borrar,:)=[];

%% Corrida PM2.5
% disp('*****')
% disp('*          PM 25          *')
% disp('*****')
dx=datos(14,1);
dist_int=datos(13,1);
[conc_90_25,puntos_25,pmed_25,CL_PM25,frec_supera_salud_25]=estadistica_nueva(dist_int,dx,dat25,mont);
M25=max(max(conc_90_25));

```

```

np=load('np.txt');
for p=1:np
datos(:,p)=load(sprintf('datosentrada%d.txt',p)); %Datos obtenidos desde
el STRRAP
end
xe=datos(18,1);
ye=datos(19,1);
% puntos generados por mesh grid en realidad estan invertidos, es decir,
x
% es y e y es x, por eso contour(Y,X...
X25=puntos_25(:, :, 1);
Y25=puntos_25(:, :, 2);
alfa=linspace(0,2*pi,200);

if pmed_25~=0

[dist_25,tabla_25,distancia]=distancia_90p(conc_90_25,frec_supera_salud_2
5,puntos_25,CL_PM25,xe,ye);
d_25=['dist. max=' num2str(dist_25)];
save xy_conc25.txt tabla_25 -ASCII -DOUBLE -TABS
end
clear tabla_25

%% PM10
% disp('*****')
% disp('*          PM 10          *')
% disp('*****')
% generamos nuevas distancias de interes para PM10 debido a que
% generalmente esta grafica es mas chica que la de PM2.5
relacion=dist_int/dx;
dist_int10=dist_int/3;
dx_10=dist_int10/relacion;
[conc_90_10,puntos_10,pmed_10,CL_PM10,frec_supera_salud_10]=estadistica_n
ueva(dist_int10,dx_10,dat10,mont);
M10=max(max(conc_90_10));
X10=puntos_10(:, :, 1);
Y10=puntos_10(:, :, 2);
if pmed_10~=0

[dist_10,tabla_10,distancia]=distancia_90p(conc_90_10,frec_supera_salud_1
0,puntos_10,CL_PM10,xe,ye);
d_10=['dist. max=' num2str(dist_10)];
save xy_concl0.txt tabla_10 -ASCII -DOUBLE -TABS
end

%% graficos
%PM2.5
f=figure('visible','off');
hold on
axis square
colorbar
h=fspecial('gaussian',3,0.50);c90_gau=imfilter(conc_90_25,h);
c90_gau(c90_gau<CL_PM25)=conc_fondo_25;
c90_gau(c90_gau>M25)=M25;
contour(Y25,X25,c90_gau,linspace(0,M25,1000),'fill','on');
title({'Mapa de concentraciones PM2.5 - [g/m^3]';d_25})
plot(dist_25.*cos(alfa),dist_25.*sin(alfa),'k-')
shading interp

```

```

hold off
print -djpeg95 conc25.jpg
clf

f=figure('visible','off');
hold on
axis square
colorbar
frec_supera_salud_25(c90_gau<CL_PM25)=0;

contour(Y25,X25,frec_supera_salud_25,linspace(0,max(max(frec_supera_salud
_25)),300),'fill','on');
title({'Mapa de frecuencias - PM 2.5 ';d_25})
plot(dist_25.*cos(alfa),dist_25.*sin(alfa),'k-')
hold off
print -djpeg95 frec25.jpg
clf

%PM 10
f=figure('visible','off');
hold on
h=fspecial('gaussian',3,0.50);c90_gau=imfilter(conc_90_10,h);
c90_gau(c90_gau<CL_PM10)=conc_fondo_10;
c90_gau(c90_gau>M10)=M10;
contour(Y10,X10,c90_gau,linspace(0,M10,1000),'fill','on');
title({'Mapa de concentraciones PM10 - [g/m^3]';d_10})
plot(dist_10.*cos(alfa),dist_10.*sin(alfa),'k-')
shading interp
hold off
print -djpeg95 conc10.jpg
clf

f=figure('visible','off');
hold on
frec_supera_salud_10(c90_gau<CL_PM10)=0;

contour(Y10,X10,frec_supera_salud_10,linspace(0,max(max(frec_supera_salud
_10)),300),'fill','on');
colorbar;
title({'Mapa de frecuencias - PM 10 ';d_10})
plot(dist_10.*cos(alfa),dist_10.*sin(alfa),'k-')
hold off
print -djpeg95 frec10.jpg
clf
exit

% save xy_freq25.txt freq25 -ASCII -DOUBLE -TABS
% save xy_freq10.txt freq10 -ASCII -DOUBLE -TABS

```

Generación de casos aleatorios

```
function [todo_resu, todo_clasi] = aleat
% Modulo de generacion de casos aleatorios
%Se cargan las matrices que contienen los datos meteorologicos de Rosario.
%Para poder usar condiciones meteorologicas diferentes es imprescindible
que
%la informacin est arreglada como en las matrices viento_**.mat
%
%vientos_**.mat:
%24 filas una por cada direccion del viento
%1 columna: condicin dia_noche
%2 columna: angulo
%3 columna: frecuencia de ocurrencia de la condicin dia-noche
%4 columna: frecuencia de ocurrencia del angulo
%5 -9 columnas: frecuencia de ocurrencia de velocidad [1.5 2.5 4 5.5 6]
%10-16 columnas: fr%clear all

%frecuencia de ocurrencia de estabilidades
load viento_11.mat;
load viento_12.mat;
load viento_21.mat;
load viento_22.mat;
load viento_31.mat;
load viento_32.mat;
load viento_41.mat;
load viento_42.mat;
% Cantidad de dimetros de partcula.
np=load('np.txt');
datos=zeros(24,np);
for p=1:np
datos(:,p)=load(sprintf('datosentrada%d.txt',p));
end
% Cantidad de simulaciones. A mayor nmero de simulaciones la distribucin
% se aproxima a la distribucin original.
simu = datos(12,1);
% Se generan los nmeros aleatorios (1 a 8) para la seleccin de la
% condicin estacin-da-noche. Cada condicin tiene la misma probabilidad
% de ser elegida.
a = unidrnd(8,simu, 1);

%Se genera una distribucin uniforme (1 a 300). Ver cual es el criterio
%para seleccionar este valor.
b = unidrnd(300,simu, 1);

% Se crean las matrices que van a contener los valores de frecuencia.
alen11 =zeros(length(viento_11),3);
alen12 =zeros(length(viento_12),3);
alen21 =zeros(length(viento_21),3);
alen22 =zeros(length(viento_22),3);
alen31 =zeros(length(viento_31),3);
alen32 =zeros(length(viento_32),3);
alen41 =zeros(length(viento_41),3);
alen42 =zeros(length(viento_42),3);
ale_11 =zeros(length(viento_11)*5,12);
ale_12 =zeros(length(viento_12)*5,12);
ale_21 =zeros(length(viento_21)*5,12);
ale_22 =zeros(length(viento_22)*5,12);
ale_31 =zeros(length(viento_31)*5,12);
ale_32 =zeros(length(viento_32)*5,12);
ale_41 =zeros(length(viento_41)*5,12);
```

```

ale_42 =zeros(length(viento_42)*5,12);

%Para cada simulacion, se determina la combinacin est.-(da -noche)-direc.
% y se almacena la frecuencia de ocurrencia de la misma
for i = 1:simu
    if a(i) == 1
        for k= (length(viento_11)):-1:1
            if b(i) <= viento_11(k,4) % Compara si el nmero generado es
%menor que la frec. de ocurrencia de una direc. en la dist. original.
                n1 = k;
            end
        end
        alen11(n1,1:3) = [11 viento_11(n1,2) alen11(n1,3) + 1];

    elseif a(i) == 2
        for k= (length(viento_12)):-1:1
            if b(i) <= viento_12(k,4)
                n2 = k;
            end
        end
        alen12(n2,1:3) = [12 viento_12(n2,2) alen12(n2,3) + 1];

    elseif a(i) == 3
        for k= (length(viento_21)):-1:1
            if b(i) <= viento_21(k,4)
                n3 = k;
            end
        end
        alen21(n3,1:3) = [21 viento_21(n3,2) alen21(n3,3) + 1];

    elseif a(i) == 4
        for k= (length(viento_22)):-1:1
            if b(i) <= viento_22(k,4)
                n4 = k;
            end
        end
        alen22(n4,1:3) = [22 viento_22(n4,2) alen22(n4,3) + 1];

    elseif a(i) == 5
        for k= (length(viento_31)):-1:1
            if b(i) <= viento_31(k,4)
                n5 = k;
            end
        end
        alen31(n5,1:3) = [31 viento_31(n5,2) alen31(n5,3) + 1];

    elseif a(i) == 6
        for k= (length(viento_32)):-1:1
            if b(i) <= viento_32(k,4)
                n6 = k;
            end
        end
        alen32(n6,1:3) = [32 viento_32(n6,2) alen32(n6,3) + 1];

    elseif a(i) == 7
        for k= (length(viento_41)):-1:1
            if b(i) <= viento_41(k,4)

```



```

        n7 = k;
    end
end
alen41(n7,1:3) = [41 viento_41(n7,2) alen41(n7,3) + 1];

elseif a(i) == 8
    for k= (length(viento_42)):-1:1
        if b(i) <= viento_42(k,4)
            n8 = k;
        end
    end
    alen42(n8,1:3) = [42 viento_42(n8,2) alen42(n8,3) + 1];

end
end
end

% SEGUN LA FRECUENCIA QUE SE OBTUVO PARA CADA UNA DE LAS DIRECCIONES DE
% CADA UNA DE LAS ESTACIONES - DIA - NOCHE, SE GENERAN LOS N.A. QUE
% CORRESPONDEN A LA VELOCIDAD DEL VIENTO Y A LA ESTABILIDAD.
% LOS PARAMETROS UTILIZADOS EN LA GENERACION DE LOS N.A. SON LAS CANTIDAD
% DE REGISTROS DE LA VARIABLE EN LA ESTACION - DIA - NOCHE EN ESTUDIO Y
LA
% FRECUENCIA DE LA DIRECCION DEL VIENTO OBTENIDA EN EL CALCULO ANTERIOR.
LA
% CANTIDAD DE REGISTROS DA ENTRE QUE NUMEROS SE ESTA ELIGIENDO (siempre
con
% distribucion de probabilidad uniforme) Y LA FRECUENCIA DE LA DIRECCION
% CUANTOS NUMEROS GENERO.
velo = [1.5 2.5 4 5.5 6];
for i = 1:24
    al_v_11 = unidrnd(sum(viento_11(i,5:9)),alen11(i,3), 1);
    al_e_11 = unidrnd(sum(viento_11(i,10:16)),alen11(i,3), 1);
    al_v_12 = unidrnd(sum(viento_12(i,5:9)),alen12(i,3), 1);
    al_e_12 = unidrnd(sum(viento_12(i,10:16)),alen12(i,3), 1);
    al_v_21 = unidrnd(sum(viento_21(i,5:9)),alen21(i,3), 1);
    al_e_21 = unidrnd(sum(viento_21(i,10:16)),alen21(i,3), 1);
    al_v_22 = unidrnd(sum(viento_22(i,5:9)),alen22(i,3), 1);
    al_e_22 = unidrnd(sum(viento_22(i,10:16)),alen22(i,3), 1);
    al_v_31 = unidrnd(sum(viento_31(i,5:9)),alen31(i,3), 1);
    al_e_31 = unidrnd(sum(viento_31(i,10:16)),alen31(i,3), 1);
    al_v_32 = unidrnd(sum(viento_32(i,5:9)),alen32(i,3), 1);
    al_e_32 = unidrnd(sum(viento_32(i,10:16)),alen32(i,3), 1);
    al_v_41 = unidrnd(sum(viento_41(i,5:9)),alen41(i,3), 1);
    al_e_41 = unidrnd(sum(viento_41(i,10:16)),alen41(i,3), 1);
    al_v_42 = unidrnd(sum(viento_42(i,5:9)),alen42(i,3), 1);
    al_e_42 = unidrnd(sum(viento_42(i,10:16)),alen42(i,3), 1);
% EN LOS SIGUIENTES BUCLES SE ORDENAN Y CLASIFICAN LOS DATOS DE VELOCIDAD
% Y ESTABILIDAD EN UNA MATRIZ QUE EN SUS FILAS CONTIENE LA DIRECCION, LA
% VELOCIDAD Y LA FRECUENCIA CADA UNA DE LAS ESTABILIDADES.
% alen11(i,:)= [estacion dia noche] [angulo] [frecuencia]
% al_v_11 es el aleatorio para la velocidad
% y al_e_11 es el aleatorio para la estabilidad
    for i11=1:alen11(i,3)
        for j = 1:5
            if al_v_11(i11) <= sum(viento_11(i,5:10-j))
                nv = 6-j;
            end
        end
    end
    for j = 1:7

```

```

        if al_e_11(i11) <= sum(viento_11(i,10:17-j))
            ne = 13-j;
        end
    end
    ale_11(i*5-5+nv,1:5) = [alen11(i,:) velo(nv) (ale_11(i*5-5+nv,5)
+ 1)];
    ale_11(i*5-5+nv,ne) = [ale_11(i*5-5+nv,ne)+1];

    end
    for i12=1:alen12(i,3)
        for j = 1:5
            if al_v_12(i12) <= sum(viento_12(i,5:10-j))
                nv = 6-j;
            end
        end
        for j = 1:7
            if al_e_12(i12) <= sum(viento_12(i,10:17-j))
                ne = 13-j;
            end
        end
        ale_12(i*5-5+nv,1:5) = [alen12(i,:) velo(nv) (ale_12(i*5-5+nv,5)
+ 1)];
        ale_12(i*5-5+nv,ne) = [ale_12(i*5-5+nv,ne)+1];
    end
    for i21=1:alen21(i,3)
        for j = 1:5
            if al_v_21(i21) <= sum(viento_21(i,5:10-j))
                nv = 6-j;
            end
        end
        for j = 1:7
            if al_e_21(i21) <= sum(viento_21(i,10:17-j))
                ne = 13-j;
            end
        end
        ale_21(i*5-5+nv,1:5) = [alen21(i,:) velo(nv) (ale_21(i*5-5+nv,5)
+ 1)];
        ale_21(i*5-5+nv,ne) = [ale_21(i*5-5+nv,ne)+1];
    end
    for i22=1:alen22(i,3)
        for j = 1:5
            if al_v_22(i22) <= sum(viento_22(i,5:10-j))
                nv = 6-j;
            end
        end
        for j = 1:7
            if al_e_22(i22) <= sum(viento_22(i,10:17-j))
                ne = 13-j;
            end
        end
        ale_22(i*5-5+nv,1:5) = [alen22(i,:) velo(nv) (ale_22(i*5-5+nv,5)
+ 1)];
        ale_22(i*5-5+nv,ne) = [ale_22(i*5-5+nv,ne)+1];
    end
    for i31=1:alen31(i,3)
        for j = 1:5
            if al_v_31(i31) <= sum(viento_31(i,5:10-j))
                nv = 6-j;
            end
        end
        for j = 1:7

```

```

        if al_e_31(i31) <= sum(viento_31(i,10:17-j))
            ne = 13-j;
        end
    end
    ale_31(i*5-5+nv,1:5) = [alen31(i,:) velo(nv) (ale_31(i*5-5+nv,5)
+ 1)];
    ale_31(i*5-5+nv,ne) = [ale_31(i*5-5+nv,ne)+1];
end
for i32=1:alen32(i,3)
    for j = 1:5
        if al_v_32(i32) <= sum(viento_32(i,5:10-j))
            nv = 6-j;
        end
    end
    for j = 1:7
        if al_e_32(i32) <= sum(viento_32(i,10:17-j))
            ne = 13-j;
        end
    end
    ale_32(i*5-5+nv,1:5) = [alen32(i,:) velo(nv) (ale_32(i*5-5+nv,5)
+ 1)];
    ale_32(i*5-5+nv,ne) = [ale_32(i*5-5+nv,ne)+1];
end
for i41=1:alen41(i,3)
    for j = 1:5
        if al_v_41(i41) <= sum(viento_41(i,5:10-j))
            nv = 6-j;
        end
    end
    for j = 1:7
        if al_e_41(i41) <= sum(viento_41(i,10:17-j))
            ne = 13-j;
        end
    end
    ale_41(i*5-5+nv,1:5) = [alen41(i,:) velo(nv) (ale_41(i*5-5+nv,5)
+ 1)];
    ale_41(i*5-5+nv,ne) = [ale_41(i*5-5+nv,ne)+1];
end
for i42=1:alen42(i,3)
    for j = 1:5
        if al_v_42(i42) <= sum(viento_42(i,5:10-j))
            nv = 6-j;
        end
    end
    for j = 1:7
        if al_e_42(i42) <= sum(viento_42(i,10:17-j))
            ne = 13-j;
        end
    end
    ale_42(i*5-5+nv,1:5) = [alen42(i,:) velo(nv) (ale_42(i*5-5+nv,5)
+ 1)];
    ale_42(i*5-5+nv,ne) = [ale_42(i*5-5+nv,ne)+1];
end
end

d = [345 0:15:330];
dir=zeros(120,2);
for i =1:24
    for j = 1:5
        dir(i*5-5+j,:) = [d(i) velo(j)];
    end
end

```

```

end
end
% Genera las matrices todo_resu todo_clasi, en donde se encuentra
% la distribucion de frecuencias generadas aleatoriamente.
todo_resu=zeros(5,8);
todo_clasi=zeros(120,9);

todo_clasi = [dir (ale_12(:,6:12) + ale_11(:,6:12) + ale_22(:,6:12) +
ale_21(:,6:12) + ale_32(:,6:12) + ale_31(:,6:12) + ale_42(:,6:12) +
ale_41(:,6:12))];
todo_resu = [velo' zeros(5,7)];
for i = 1:5:length(todo_clasi)
    todo_resu(:,2:8) = [todo_resu(:,2:8)+todo_clasi(i:i+4,3:9)];
end

```

Generacion de Grilla de receptores y matrices para alojar los valores de concentraciones

```
function [puntos,  
frecuencias,xsd]=generar_receptores(dist_int,dx,np,mont)  
  
xsd=dist_int;  
xii=-dist_int;  
nintervalos=ceil((xsd-xii)/dx);  
x=[(xii+dx/2):dx:(xsd-dx/2)]';  
[X,Y]=meshgrid(x,x);  
puntos(:, :, 1)=X;  
puntos(:, :, 2)=Y;  
clear X Y  
  
[fpuntos cpuntos npuntos]=size(puntos);  
  
const=0;  
% Se crea una tabla de 24 filas (24 dir vientos) y 31 columnas (5 U * 6  
E+ dir vientos)  
for i=1:24  
    salto=1;  
    for j=1:5  
        fre(i,salto:(salto+5))=mont((j+const),3:8);  
        salto=salto+6;  
    end  
    const=const+5;  
end  
% Se genera un vector con los angulos ordenados segun mont  
capa=[285:-15:0,345:-15:300];  
for i=1:24  
    fre(i,31)=capa(i)';  
end  
  
% Se ordenan las frecuencias en orden creciente de angulos de viento  
frecuencias=sortrows(fre(:, :),31);  
frecuencias(:,31)=[];  
  
clear i* j fmon* fpun* c* fre
```

Generacion de datos de entrada

```
function [puntos,
frecuencias,xsd]=generar_receptores(dist_int,dx,np,mont)

xsd=dist_int;
xii=-dist_int;
nintervalos=ceil((xsd-xii)/dx);
x=[(xii+dx/2):dx:(xsd-dx/2)]';
[X,Y]=meshgrid(x,x);
puntos(:,:,1)=X;
puntos(:,:,2)=Y;
clear X Y

[fpuntos cpuntos npuntos]=size(puntos);

const=0;
% Se crea una tabla de 24 filas (24 dir vientos) y 31 columnas (5 U * 6
E+ dir vientos)
for i=1:24
    salto=1;
    for j=1:5
        fre(i,salto:(salto+5))=mont((j+const),3:8);
        salto=salto+6;
    end
    const=const+5;
end
% Se genera un vector con los angulos ordenados segun mont
capa=[285:-15:0,345:-15:300];
for i=1:24
    fre(i,31)=capa(i)';
end

% Se ordenan las frecuencias en orden creciente de angulos de viento
frecuencias=sortrows(fre(:,:),31);
frecuencias(:,31)=[];

clear i* j fmon* fpun* c* fre
```

Cálculo de velocidad de sedimentación

```
function [vel_sed datos]=vel_sed_datos
%Cargar el numero de particulas a simular y las datos de entrada
generados
%en STRRAP
np=load('np.txt');
datos=zeros(24,np);
for p=1:np
datos(:,p)=load(sprintf('datosentrada%d.txt',p)); %Datos obtenidos desde
el STRRAP
end
roa = datos(1,1);           % Densidad del aire [kg/m^3]
mua = datos(2,1);           % Viscosidad del aire [kg/m.s]
pma=28.964e-3;             % Masa molar promedio del aire [Kg/mol]
pma2=pma/6.023e23;        % Masa molar promedio del aire [Kg/molecula]
% Datos de la particula
T= datos(3,1);             % Temperatura ambiente [K]
rop = datos(4,p);          % Den240sidad de las particulas [kg/m^3]
gr = 9.8;                  % Aceleracin de la gravedad [m/s^2]
for p=1:np
dp(p)=datos(5,p);          % Diametro de la particula [micrometros]
dp1(p) =dp(p)*1e6;         % Diametro de la particula [m]

%Calculo de la velocidad de sedimentacion
vts=(gr*(dp(p)^2)*(rop-roa)/(18*mua));
Res= roa*vts*(dp(p))/mua;
if dp1(p)>=0.1 && dp1(p)<16 && Res<=0.1
ru= 1.3804e-23;           %
Constante de BOLTZMANN en Joule/ molecula K
um=(8*ru*T/(pi*pma2))^0.5; %
Velocidad molecular media m/s
rlm= mua/(0.499*roa*um); %
Recorrido libre medio en m
kc=1+((2*rlm/dp(p))*(1.257+0.4*exp(-0.55*dp(p)/rlm))); % Factor
de correccion de Cunningham
vt3=vts*kc;
wp(p)=vt3;
elseif 0.1>=Res && dp1(p)>=16
wp(p)=vts;
elseif Res>0.1 && Res<=1000
Re= Res;
Cd1=(24/Re)*(1+0.14*(Re^0.7));
vt1=(((4/3)*dp(p)*rop*gr)/(Cd1*roa))^(1/2);
Re1= roa*vt1*dp(p)/mua;
error=((Re1-Re)*100/Re);
while abs(error)>0.02
Cd2=(24/Re1)*(1+0.14*(Re1^0.7));
vt2=vt1*((Cd1/Cd2)^(1/2));
Re2=roa*vt2*dp(p)/mua;
error=((Re2-Re1)*100/Re1);
if Re2>1000
break
end
Re1=Re2;
end
wp(p)=vt2;
elseif Res>1000 && Res<350000
vt4= 1.73*((gr*dp(p)*(rop-roa)/roa)^(1/2));
wp(p)=vt4;
else
```

```
        disp('Los valores ingresados estan fuera del intervalo de
aplicabilidad de la simulacion.')
        disp('Ha finalizado la aplicacin.')
        return
    end
    vel_sed(p)=[wp(p)];
end
```


Cálculo de altura de capa de inversión térmica o capa de mezcla

```
function h=altura_capa_mezcla(k,z,u,gr,T)
% Se busco en la bibliografía material acerca del calculo de capa de
% mezcla.
% Debido a la falta de datos reales necesarios en los modelos,se adopta
el
% cálculo de este parámetro para condiones estables y de aplica a todas
las
% estabilidades.
% En la carpeta pmores/2008/modelo_gaussiano/2008/modelos hay una tesis
(hm_muybueno)
% que se podria llegar a utilizar para implementar un modelo. Se cuenta
con
% una tabla que tiene para cada vel de viento e indice de radiacion (NR),
la
% esbilidad corespondiente. Se armó una tabla (U-E-NR) para
% implementar el modelo (la tabla se llama radiacion.xls y esta en el
% directorio del modelo gaussiano. Los datos se sacaron de una tabla que
% esta en la pagina 6-22 del estudio de impacto ambiental de la central
% Sorrento)
alpha=0.35;
% omega=7.2722e-005;%2*pi/86400;%velocidad de rotacion de la tierra
% phi=32.67;%latitud del lugar en grados
% f=abs(2*omega*0.5398);% *sind(phi)) reemplazado por el valor;
% reemplazamos para ahorrar calculo
f=7.8511e-005;
zref=10;
uref=u;
uf=0.4*uref/log(zref/z);
h=alpha*uf/f;

% h=0.35*(0.4*u/log(10/z))/7.8511e-005;
```

Cálculo de Altura efectiva de la chimenea

```

function [hef]=altura_efectiva(tsg,gr,vsg,T,dc,hc,us,x,k,dt,fb,fm)
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
% Este modulo considera todas las posibilidades de calculo de la altura %
% efectiva.las ecuaciones fueron tomadas del volumen 2 del programa isc3%
% Es necesario verificar la logica de programacion segun el modelo      %
% teorico.                                                                %
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%

dt=tsg-T;
fb=gr*vsg*(dc^2)*(dt)/(4*tsg);                                           % Eq. 1.8
fm=(vsg^2)*(dc^2)*T/(4*tsg);                                           % Eq. 1.9
%% completo, usamos el mismo que en particulado
%% Condiciones inestables o neutras (capas 1 a 20 de la matriz) abcd

if k==1 ||k==2 ||k== 3 ||k== 4 ||k== 7 ||k== 8 ||k== 9 ||k== 10 ||k== 13 ||k==
14 ||k== 15 ||k== 16 ||k== 19 ||k== 20 ||k== 21 ||k== 22 ||k== 25 ||k== 26 ||k==
27 ||k== 28
% Cálculo de la temperatura crítica

    if fb<55
        dtc=0.0297*tsg*(vsg/(dc^2))^(1/3);                               % Eq. 1.10
    else
        dtc=0.00575*tsg*((vsg^2)/dc)^(1/3);                             % Eq. z
    end
% Elevación de la pluma por flotación

    if dt>dtc
        if fb<55
            xf=49*(fb^(5/8));                                             % Eq. 1.12
            deltah=21.425*fb^(3/4)/us;                                    % Eq. 1.14
        else % fb>55
            xf=119*fb^(2/5);                                             % Eq. 1.13
            deltah=38.71*fb^(3/5)/us;                                     % Eq. 1.15
        end
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
        if x<xf
            deltah=1.6*(fb^(1/3)*x^(2/3)/us);                             % Eq. 1.22
        end
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
% Elevación de la pluma por momento

        else % dt<dtc
            deltah=3*dc*vsg/us;                                           % para 4> vsg/us % Eq. 1.16
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
            if fb==0
                xmax=4*dc*(vsg+3*us)^2/(vsg*us);                       % Eq. 1.24
            elseif fb>55
                xmax=119*fb^(2/5);                                        % Eq. 1.24
            else
                xmax=49*fb^(5/8);                                         % Eq. 1.24
            end
            beta=(1/3)+(us/vsg);                                           % Eq. 1.27
            if x<xmax
                deltah=(3*fm*x/(beta^2*us^2))^(1/3);                     % Eq. 1.23
            end
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
        end
% Condiciones estables (capas 21 a 30)

```

```

else
% Adopción de gradientes térmicos
if k==5||k== 11||k== 17||k== 23||k== 29      % estabilidad E
    grad=0.020;
elseif k==6 ||k==12 ||k==18 ||k==24 ||k==30  % estabilidad F
    grad=0.035;
end
s=gr*(grad/T);                                % Eq. 1.17
dtc=0.019582*tsg*vsg*sqrt(s);
% Elevación de la pluma por flotación
    if dt>dtc
                                                % Eq. 1.18
        deltah=2.6*(fb/(us*s))^(1/3);          % Eq. 1.20
        xf=2.0715*us/sqrt(s);                  % Eq. 1.19
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
        if x<xf
            deltah=1.6*(fb^(1/3)*x^(2/3)/us); % Eq. 1.22
        end
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
% Elevación de la pluma por momento
    else % dt<dtc.

        deltah=1.5*(fm/(us*sqrt(s)))^(1/3);   % Eq. 1.21
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
        xmax=0.5*pi*us/sqrt(s);                % Eq. 1.26
        beta=(1/3)+(us/vsg);                   % Eq. 1.27
        if x<xmax
            deltah=(3*fm*(sin(x*sqrt(s)/us)/(beta^2*us*sqrt(s))))^(1/3); %
Eq. 1.25
        end
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
    end
end
hef=hc+deltah;

%    us=u(k)*(hc/10)^coef_hefec(k); %Velocidad del viento a la altura de
la chimenea
    % if tsg==0
    %     deltah=0;
    % else
    %     deltah= 1.6*(x^(2/3)/u)*((gr*dc^2*vsg/4)*((tsg-
T)/tsg))^(1/3);
    % if fb<55
    %     dtc=0.0297*tsg*(vsg/(dc^2))^(1/3);
    %     if dt>dtc
    %         xf=49*(fb^(5/8));
    %         deltah=(21.425*fb^(3/4))/us;
    %     end
    % else
    %     dtc=0.00575*tsg*((vsg^2)/dc)^(1/3);
    %     if dt>dtc
    %         xf=119*(fb^(2/5));
    %         deltah=(38.71*fb^(3/5))/us;
    %     end
    % end
    % end
% deltah=(1.6*fb^(1/3)*xf^(2/3))/us;
% hef=hc+deltah;

```

Cálculo de concentraciones: Modelo Gaussiano, para una dirección de viento

```
function [conc
xxyy]=pluma_gaussiana(angulo_rot,z,T,hc,dc,t,tsg,vsg,q,a,b,c,d,u,coef_hef
ec,xsd,dx,dist_int,conc_lim,conc_fondo,dt,fb,fm,wp,param_dispersion)
% pluama fija gaussiana para 0 grados, luego esta a travez de rotpluma
% se general para las otras direcciones del viento
angulo_rot=0;
%% Modelo de dispersion gaussiana
% Calculamos las distancias (downwind y crosswind) a discretizar en el
ngulo considerado.
x=dx/2:(dx/2):(sqrt(2)*xsd);
x=x';
y=sort([-x];0;x]);
lx=length(x);
[ly]=length(y);
xxyy=zeros(lx*ly,2);
conc=zeros(lx*ly,30);
gr=9.8;
hef=hc;
if param_dispersion==1
elseif param_dispersion==2
    a=[1.38 1 0.71 .5 .33 .27 1.38 1 0.71 .5 .33 .27 1.38 1 0.71 .5 .33 .27
1.38 1 0.71 .5 .33 .27 1.38 1 0.71 .5 .33 .27];
    b=[0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76
0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76
0.76 0.76 0.76];
    c=[.32 .68 .96 1.32 1.98 2.28 .32 .68 .96 1.32 1.98 2.28 .32 .68 .96
1.32 1.98 2.28 .32 .68 .96 1.32 1.98 2.28 .32 .68 .96 1.32 1.98 2.28];
    d=[.95 .81 .67 .53 .39 .31 .95 .81 .67 .53 .39 .31 .95 .81 .67 .53 .39
.31 .95 .81 .67 .53 .39 .31 .95 .81 .67 .53 .39 .31];
elseif param_dispersion==3
% EPA userer guide for industrial sources complex isc3 dispersion model
aa=[24.1670 18.3330 12.5 8.333 6.25 4.1667 24.1670 18.3330 12.5
8.333 6.25 4.1667 24.1670 18.3330 12.5 8.333 6.25 4.1667 24.1670
18.3330 12.5 8.333 6.25 4.1667 24.1670 18.3330 12.5 8.333 6.25
4.1667];
bb=[2.5334 1.8096 1.0857 0.72382 0.54287 0.36191 2.5334 1.8096 1.0857
0.72382 0.54287 0.36191 2.5334 1.8096 1.0857 0.72382 0.54287 0.36191
2.5334 1.8096 1.0857 0.72382 0.54287 0.36191 2.5334 1.8096 1.0857
0.72382 0.54287 0.36191 ];
end

%% pasquill-gifford pagina 226 de atmospheric motion and air pollution
% a=[0.2658 0.2751 0.2089 0.1474 0.1046 0.0722 0.2658 0.2751 0.2089
0.1474 0.1046 0.0722 0.2658 0.2751 0.2089 0.1474 0.1046 0.0722 0.2658
0.2751 0.2089 0.1474 0.1046 0.0722 0.2658 0.2751 0.2089 0.1474 0.1046
0.0722 ];
% b=[0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031
0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031
0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031
0.9031 ];
% c=[2.5e-4 1.9e-3 0.20 0.30 0.40 0.20 2.5e-4 1.9e-3 0.20 0.30 0.40
0.20 2.5e-4 1.9e-3 0.20 0.30 0.40 0.20 2.5e-4 1.9e-3 0.20 0.30 0.40 0.20
2.5e-4 1.9e-3 0.20 0.30 0.40 0.20 ];
% d=[2.1250 1.6021 0.8543 0.6532 0.6021 0.6020 2.1250 1.6021 0.8543
0.6532 0.6021 0.6020 2.1250 1.6021 0.8543 0.6532 0.6021 0.6020 2.1250
1.6021 0.8543 0.6532 0.6021 0.6020 2.1250 1.6021 0.8543 0.6532 0.6021
0.6020 ];
```

```

% c_prim=[0 0 0.5742 0.9605 2.1250 2.1820 0 0 0.5742 0.9605 2.1250
2.1820 0 0 0.5742 0.9605 2.1250 2.1820 0 0 0.5742 0.9605 2.1250 2.1820 0
0 0.5742 0.9605 2.1250 2.1820 ];
% d_prim=[0 0 0.7160 0.5409 0.3979 0.3310 0 0 0.7160 0.5409 0.3979
0.3310 0 0 0.7160 0.5409 0.3979 0.3310 0 0 0.7160 0.5409 0.3979 0.3310 0
0 0.7160 0.5409 0.3979 0.3310 ];

% generacion de la tabla [x y]
reng=0;
for i=1:lx
    for j=1:ly
        reng=reng+1;
        xxyy(reng,[1 2])=[x(i),y(j)];
    end
end
%velocidad del viento a la altura de emision
us=u.*((hc/10).^coef_hefec');

for k=1:30
    h_inv=altura_capa_mezcla(k,z,us(k));
    for i=1:reng
        xx=xxyy(i,1);
        yy=xxyy(i,2);
        hef=altura_efectiva(tsg,gr,vsg,T,dc,hc,us(k),xx,k,dt,fb,fm);
        H=hef-(wp.*xx./us(k));
        if param_dispersion==3
%           disp('EPPPPPA')
            simz=(sel_para(k,xx/1000));
            simy=(465.11628*xx*tan(0.017453293*(aa(k)-
bb(k)*log(xx/1000)))));
            %condicion de que la altura de la chimenea no puede ser negativa
            elseif param_dispersion~=3
%           disp('pasquill o el otro')
            simy =(a(k).*((xx).^b(k)));
            simz = (c(k).*((xx).^d(k)));
        end
        H(H<0)=0;
        if H<h_inv;
%           reng=reng+1
%           s=0;
%           for jj=1:t % reflexion no usado en particulado
%               H1=z-(2*jj*h_inv-hef);
%               H2=z+(2*jj*h_inv-hef);
%               H3=z-(2*jj*h_inv+hef);
%               H4=z+(2*jj*h_inv+hef);
%               s=s+exp(-0.5*(H1/simz)^2)+exp(-
0.5*(H2/simz)^2)+exp(-0.5*(H3/simz)^2+exp(-0.5*(H4/simz)^2));
%           end
            M=q./(2*pi*us(k)*simy*simz);
            e1=exp(-0.5*((yy)/simy)^2);
            e2=exp(-0.5*((z-H)/simz)^2);
            % e3=-exp((-0.5*((yy)/(simy)')^2))+(-
0.5*((z+H)/(simz)')^2));
            conc(i,k)=M*e1*e2;
        end
    end
end
end

```

Rotación de pluma Gaussiana para todas las direcciones de viento

```
function [ xx yy]=rot_pluma(xxyy,ang)

[reng lll]=size(xxyy);
xx=zeros(reng,1);
yy=zeros(reng,1);
for i=1:reng
xx(i)= xxyy(i,1)*cosd(ang)-xxyy(i,2)*sind(ang);
yy(i)= xxyy(i,1)*sind(ang)+xxyy(i,2)*cosd(ang);
end
```

Asignación de valores (archivo asignar)

```
function [concdir]=asignar(puntos,x_n,y_n,concn,frecuencia,dir)
% Modulo que ubica los valores de concentracion para cada punto de la
pluma,
% en el punto correspondiente de la grilla.

[fx cx]=size(x_n);
[fpuntos cpuntos aa]=size(puntos);
concdir=zeros(fpuntos,cpuntos,30);

% eliminacion de valores incesarios (valores que caen fuera de la
grilla)
for i=1:fx
[adsfg x_ind]=min(abs(x_n(i)- puntos(1,:,1)));
[adsfg y_ind]=min(abs(y_n(i)- puntos(:,1,2)));
concdir(x_ind,y_ind,1:30)=concn(i,1:30);
end
```

Cálculos estadísticos (90 percentil de concentraciones)

```
function
[conc_90,puntos,pmed,CL_PM,frec_supera_salud]=estadistica_nueva(dist_int,
dx,datPM,mont)
[conc4d puntos datos
frecuencias]=conc_particulas(dist_int,dx,datPM,mont);
[fconc4d,cconc4d,nconc4d,asd,np]=size(conc4d);
int=100;
conc_DDDD=zeros(fconc4d,fconc4d,(nconc4d*asd),np);
for p=1:np
    for m=1:24
        conc_DDDD(:,:, (30*m-30+1):30*m,p)=conc4d(:,:, 1:30,m,p);
    end
end
% dentro de este bucle se mueven las plumas a las coordenadas de emision
for lk=1:length(datPM)
    coordenadas(1)=datos(22,datPM(lk));
    coordenadas(2)=datos(23,datPM(lk));

concentraciones(:,:, ,lk)=moverpluma(puntos,conc_DDDD(:,:, ,lk),coordenad
as);
end

clear conc4d conc_DDDD
[fcdddd ccdddd capa_cdddd np_cdddd ]=size(concentraciones);
conc_fondo=datos(17,datPM(1));
CL_PM=datos(6,datPM(1));
if datos(5,datPM(1)) <=2.5e-6
    conc_fondo=datos(17,datPM(end));
    CL_PM=datos(6,datPM(end));
end

conc_PM=zeros(fcdddd,ccdddd,capa_cdddd);
concentraciones(isnan(concentraciones))=0;
conc_PM(:,:,)=sum(concentraciones(:,:, ,1:end),4)+conc_fondo; %suma la
concentracion de fondo
clear concentraciones
max_conc=max(max(max(conc_PM(:,:, ,)))));
bas=conc_PM;
bas(bas<0)=[ ];
min_conc=min(min(min(bas)));
clear bas
if max_conc>CL_PM
    rango=(max_conc-min_conc)/int;
    pmed=linspace(min_conc+(rango/2),max_conc-(rango/2),int);
    for i=1:fcdddd
        for j=1:ccdddd
            for k=1:capa_cdddd
                [mini pos]=min(abs((conc_PM(i,j,k)-pmed)));
                conc_PM(i,j,k)=pmed(pos);
            end
        end
    end
end

lista=frecuencias';lista=lista(:);
frec_DDDD=ones(fcdddd,ccdddd,capa_cdddd);
for i=1:720
```

```

        frec_DDDD(:, :, i) = lista(i);
    end
    %% Calcula el 90% percentil de la concentracion
    [conc_90] = perc_90(conc_PM, frec_DDDD, CL_PM);
    %% le asigna el valor de la concentracion de fondo a aquellos valores que
    no
    %% superar el criterio de salud
    conc_90(conc_90 < CL_PM) = conc_fondo;

    frec_supera_salud = zeros(fcdddd, ccdddd);
    for i = 1:fcdddd
        for j = 1:ccdddd
            for k = 1:capa_ccdddd
                if conc_PM(i, j, k) >= CL_PM
                    frec_supera_salud(i, j) = frec_supera_salud(i, j) + frec_DDDD(i, j, k);
                end
            end
        end
    end
    clear conc_PM
else
    disp('No se ha superado el criterio de salud para PM ')
    disp(np)
    pmed = zeros(1, int);
    conc_90 = 0;
    frec_supera_salud = zeros(fcdddd, ccdddd);
end

```

```

function [pre] = moverpluma(puntos, conc_noacum, coord)

[fc cc zc] = size(conc_noacum);
mediagrilla = length(puntos) / 2;
[adsfg x_ind] = min(abs(coord(1) - puntos(1, :, 1)));
[adsfg y_ind] = min(abs(coord(2) - puntos(:, 1, 2)));
x_ind = -(mediagrilla - x_ind);
y_ind = -(mediagrilla - y_ind);
pre = zeros(fc, cc, zc);
if coord(1) == 0 && coord(2) == 0
    pre = conc_noacum;
else
    if x_ind < 0
        if y_ind < 0
            %
            disp('xind < 0 yind < 0')
            pre(1:end - (-x_ind), 1:end - (-y_ind), :) = conc_noacum(-
x_ind + 1:end, -y_ind + 1:end, :);
            %
            pre(fc - (-x_ind):fc, :, :) = zeros(abs(x_ind), cc, zc)
            %
            pre(:, cc - (-y_ind):cc, :) = zeros(fc, abs(y_ind), zc)
            %
            pre(fc - (-x_ind):fc, :, :) = 0;
            %
            pre(:, cc - (-y_ind):cc, :) = 0;
        elseif y_ind > 0
            %
            disp('xind < 0 yind > 0')
            pre(1:end - (-x_ind), y_ind + 1:end, :) = conc_noacum(-
x_ind + 1:end, 1:end - y_ind, :);
            %
            pre(fc - (-x_ind):fc, :, :) = 0;
            %
            pre(:, 1:y_ind, :) = 0;
        elseif y_ind == 0

```



```

%         disp('xind < 0 yind =0')
%         pre(1:end-(-x_ind),:,:) = conc_noacum(-x_ind+1:end,:,:)
%         pre(fc-(-x_ind):fc,:,:) = 0;
%     end
%     elseif x_ind > 0
%         if y_ind < 0
%             pre(1+x_ind:end,1:end-(-y_ind),:) = conc_noacum(1:end-x_ind,-
y_ind+1:end,:);
%             disp('xind > 0 yind < 0')
%             pre(x_ind:end,(1:end-(-y_ind),:)) = conc_noacum(1:end-x_ind,(-
y_ind+1:end),:);
%             pre(1:x_ind,:,:) = 0;
%             pre(:,cc-(-y_ind):cc,:) = 0;
%         elseif y_ind > 0
%             disp('xind > 0 yind > 0')
%             pre(x_ind+1:end,y_ind+1:end,:) = conc_noacum(1:end-x_ind,1:end-
y_ind,:);
%             pre(1:x_ind,:,:) = 0;
%             pre(:,1:y_ind,:) = 0;
%         elseif y_ind == 0
%             disp('xind > 0 yind = 0')
%             pre(x_ind+1:end,:,:) = conc_noacum(1:end-x_ind,:,:)
%             pre(1:x_ind,:,:) = 0;
%         end
%     elseif x_ind == 0
%         if y_ind < 0
%             disp('xind = 0 yind < 0')
%             pre(:,1:end-(-y_ind),:) = conc_noacum(:, -y_ind+1:end,:);
%         elseif y_ind > 0
%             disp('xind = 0 yind > 0')
%             pre(:,1+y_ind:end,:) = conc_noacum(:, 1:end-y_ind,:);
%         elseif y_ind == 0
%             disp('xind = 0 yind = 0')
%             pre = conc_noacum;
%         end
%     end
end
end

```

```

function [conc_90] = perc_90(conc_DDDD, frec_DDDD, conc_lim)
% Calculamos la concentracion del 90 percentil en función de la cantidad
de
% veces que se ha superado el criterio de salud.

% Se arma una lista para cada punto receptor de
% concentracion-frecuencia-frecuencia relativa, se ordena de segun
% concentraciones crecientes, y se acumula la frecuencia relativa. Luego
se
% busca la fila en la que la frecuencia relativa acumulada es mayor o
igual
% al 90%. Ese valor de concentracion se guarda en conc_90.

% Se descarto el calculo del 90 percentil en funcion de la frecuencia
total
% de ocurrencia (que considera las concentraciones nulas) ya que no se
% obtienen resultados (el valor del 90 percentil para todos los
receptores

```

```

% es 0, ya que es el numero que mas se repite). Hay que verificar que
% criterio se adopto en el modulo de material particulado.
% disp('90 percentil')
% tic
np=1;
for p=1:np
datos(:,p)=load(sprintf('datosentrada%d.txt',p));
end
% Cantidad de simulaciones. A mayor número de simulaciones la
distribución
% se aproxima a la distribución original.
simu = datos(12,1);

```

```

[sf cf capaf]=size(frec_DDDD);
conc_90=zeros(sf,cf);
for i=1:sf
    for j=1:cf
        clear conc_frec_25 conc_frec_ord_25 sumacum
        conc_frec_25=[0 0];
        l=1;
        for k=1:720
            if conc_DDDD(i,j,k)>=conc_lim
                conc_frec_25(l,1)=conc_DDDD(i,j,k);
                conc_frec_25(l,2)=frec_DDDD(i,j,k);
                l=l+1;
            end
        end
        total_superacion=sum(conc_frec_25(:,2));
        conc_frec_25(:,3)=conc_frec_25(:,2)./total_superacion;
        conc_frec_ord_25=sortrows(conc_frec_25,1);
        conc_frec_ord_25(:,4)=cumsum(conc_frec_ord_25(:,3));
        [qw ind]=min(abs(conc_frec_ord_25(:,4)-0.9));
        conc_90(i,j)=conc_frec_ord_25(ind,1);
    end
end
end

```

```

function
[dist,tabla_ord,distancia]=distancia_90p(concentracion,frecuencia,puntos,
CL,xe,ye)
np=1;
for p=1:np
datos(:,p)=load(sprintf('datosentrada%d.txt',p));
end
% Cantidad de simulaciones. A mayor número de simulaciones la
distribución
% se aproxima a la distribución original.
simu = datos(12,1);
[fp cp np]=size(puntos);
distancia=zeros(fp,cp,1);

for i=1:fp
    for j=1:cp
        distancia(i,j,1)=sqrt(puntos(1,i,1)^2+puntos(j,1,2)^2);
    end
end
end

```

```

f_rel=frecuencia./sum(sum(frecuencia));
[fdist cdist]=size(distancia);

eme=0;
for i=1:fp
    for j=1:cp
        if concentracion(i,j)>=CL
            eme=eme+1;
            tabla(eme,1)=puntos(i,1,1)+xe;
            tabla(eme,2)=puntos(1,j,2)+ye;
            tabla(eme,3)=concentracion(i,j);
            tabla(eme,4)=distancia(i,j,1);
            tabla(eme,5)=f_rel(i,j);
            % disp('-----')
            % disp(concentracion(i,j));
            % disp(f_rel(i,j));
        end
    end
end

a=exist('tabla');
if a==1
    tabla_ord=sortrows(tabla,4);
    sumacumulada=cumsum(tabla_ord(:,5));
    tabla_ord(:,6)=sumacumulada;
    [qw ind]=min(abs(sumacumulada-0.9));
    dist=tabla_ord(ind,4);

    % % % % tabla_ord(:,6)=cumsum(tabla_ord(:,5))
    % % % % lista_de_dist=[tabla_ord(:,4:5) sumacum
    % % % [ftabla ctabla]=size(tabla);
    % % % % orden y calculo
    % % % h=1;
    % % %     for i=2:ftabla
    % % %         if tabla_ord(i,4)==tabla_ord(i-1,4)
    % % %             indice(h,1)=i;
    % % %         else
    % % %             h=h+1;
    % % %         end
    % % %     end
    % % %     indice(indice==0)=[];
    % % %     [findice cindice]=size(indice);
    % % %     for i=1:findice
    % % %         sumacum(i,2)=sum(tabla_ord((1:indice(i)),5));
    % % %         sumacum(i,1)=(tabla_ord((indice(i,1)),4));
    % % %     end
    % % %     [basura ind_tabla]=min(abs(sumacum(:,2)-0.9))
    % % %     dist=sumacum(ind_tabla,1);
else
    dist=0;
    tabla_ord=0;
end

```

Módulo Virus

```

function []=modulo_virus

[puntos,conc_90,gradiente,pmed,frec_DDDD,frec_supera_salud,coordenadas]=e
stadistica_virus;
[fpuntos cpuntos caaa]=size(puntos);
np=1;
%carga de datos generados por STRRAP
for p=1:np
    datos(:,p)=load(sprintf('datosentrada%d.txt',p)); %Datos obtenidos
desde el STRRAP
end
xe=datos(14,1);
ye=datos(15,1);
conc_lim=datos(4,1);
xr=datos(23,1);
yr=datos(24,1);
MM=max(max(conc_90));

% puntos generados por mesh grid en realidad estan invertidos, es decir,
x
% es y e y es x, por eso contour(Y,X...
X=puntos(:, :, 1);
Y=puntos(:, :, 2);
alfa=linspace(0,2*pi,200);

[dist,tabla,distancia]=distancia_90p(conc_90,frec_supera_salud,puntos,con
c_lim,xe,ye);

f=figure('visible','off');
hold on
axis square
h=fspecial('disk',2);c90_gau=imfilter(conc_90,h);
c90_gau(c90_gau<conc_lim)=datos(13,1);
c90_gau(c90_gau>MM)=MM;
contour(Y,X,c90_gau,linspace(0,MM,1000),'fill','on');
colorbar

colormap(jet(1000))
if datos(22,1)~=0
    rectangle('Position',[-xr/2,-yr/2,xr,yr])
end
title({'Concentration Map - [ID50/m^3] RI= ' ; dist})
plot(dist.*cos(alfa),dist.*sin(alfa),'k-')
shading interp
hold off
print -dpng -zbuffer conc.png
clf

% figure(2)
f=figure('visible','off');

```

```

hold on
axis square

h=fspecial('disk',2);frec_supera_salud_gau=imfilter(frec_supera_salud,h);
frec_supera_salud(c90_gau<conc_lim)=0;

contour(Y,X,frec_supera_salud_gau,linspace(0,max(max(frec_supera_salud)),
1000),'fill','on');
colorbar
colormap(jet(1000))
if datos(22,1)~=0
    rectangle('Position',[-xr/2,-yr/2,xr,yr])
end
title({'Mapa de frecuencias'};%;dist))
shading interp
hold off
print -dpng -zbuffer frec.png
clf

hold on
axis square
probit=1-exp(-0.0253.*c90_gau*0.83*8);
h=fspecial('disk',2);prob_gau=imfilter(probit,h);
prob_gau(prob_gau<0)=0;
prob_gau(prob_gau>max(max(probit)))=max(max(probit));
contour(Y,X,prob_gau,linspace(0,1,75),'fill','on')
% plot(dist.*cos(alfa),dist.*sin(alfa),'k-')
title({'Mapa de riesgo'};%;dist))
if datos(22,1)~=0
    rectangle('Position',[-xr/2,-yr/2,xr,yr])
end
shading interp
colorbar('YTickLabel',{'0','1*10^-1','2*10^-1','3*10^-1','4*10^-
1','5*10^-1','6*10^-1','7*10^-1','8*10^-1','9*10^-1','10^0'})
hold off
% print -djpeg95 probit.jpg
print -dpng -zbuffer probit.png
clf

save tabla.txt tabla -ASCII -DOUBLE -TABS

```

Generación de casos aleatorios

```
function [todo_resu, todo_clasi] = aleat
% Modulo de generacion de casos aleatorios
% Se cargan las matrices que contienen los datos meteorológicos de
Rosario.
% Para poder usar condiciones meteorológicas diferentes es imprescindible
que
% la información esté arreglada como en las matrices viento_**.mat
%
% vientos_**.mat:
% 24 filas una por cada direccion del viento
% 1 columna: condición dia_noche
% 2 columna: angulo
% 3 columna: frecuencia de ocurrencia de la condición dia-noche
% 4 columna: frecuencia de ocurrencia del angulo
% 5 -9 columnas: frecuencia de ocurrencia de velocidad [1.5 2.5 4 5.5 6]
% 10-16 columnas: frecuencia de ocurrencia de estabilidades

np=load('np.txt'); %Cantidad de caudales
for p=1:np
    datos(:,p)=load(sprintf('datosentrada%d.txt',p));
end

simu = datos(10,1);
if datos(17,1)==00 %seleccion de la estacion meteorologica
    load viento_11.mat;
    load viento_12.mat;
    load viento_21.mat;
    load viento_22.mat;
    load viento_31.mat;
    load viento_32.mat;
    load viento_41.mat;
    load viento_42.mat;

    % Cantidad de simulaciones. A mayor número de simulaciones la
distribución
    % se aproxima a la distribución original.
    % Se generan los números aleatorios (1 a 8) para la selección de la
    % condición estación-día-noche. Cada condicion tiene la misma
probabilidad
    % de ser elegida.
    a = unidrnd(8,simu, 1);
    b = unidrnd(300,simu, 1);

    % Se crean las matrices que van a contener los valores de frecuencia.
    alen11 =zeros(length(viento_11),3);
    alen12 =zeros(length(viento_12),3);
    alen21 =zeros(length(viento_21),3);
    alen22 =zeros(length(viento_22),3);
    alen31 =zeros(length(viento_31),3);
    alen32 =zeros(length(viento_32),3);
    alen41 =zeros(length(viento_41),3);
    alen42 =zeros(length(viento_42),3);
    ale_11 =zeros(length(viento_11)*5,12);
    ale_12 =zeros(length(viento_12)*5,12);
    ale_21 =zeros(length(viento_21)*5,12);
    ale_22 =zeros(length(viento_22)*5,12);
    ale_31 =zeros(length(viento_31)*5,12);
    ale_32 =zeros(length(viento_32)*5,12);
    ale_41 =zeros(length(viento_41)*5,12);
```

```

ale_42 =zeros(length(viento_42)*5,12);

%Para cada simulacion, se determina la combinación est.-(día -noche)-
direc.
% y se almacena la frecuencia de ocurrencia de la misma
for i = 1:simu
    if a(i) == 1
        for k= (length(viento_11)):-1:1
            if b(i) <= viento_11(k,4) % Compara si el número generado
es menor que la frec. de ocurrencia de una direc. en la dist. original.
                n1 = k;
            end
        end
        alen11(n1,1:3) = [11 viento_11(n1,2) alen11(n1,3) + 1];
        %alen* esta compuesta por [num de estacion, dir viento,
cantidad veces que sucedio] (de modo aleatorio una direccion)
    elseif a(i) == 2
        for k= (length(viento_12)):-1:1
            if b(i) <= viento_12(k,4)
                n2 = k;
            end
        end
        alen12(n2,1:3) = [12 viento_12(n2,2) alen12(n2,3) + 1];
    elseif a(i) == 3
        for k= (length(viento_21)):-1:1
            if b(i) <= viento_21(k,4)
                n3 = k;
            end
        end
        alen21(n3,1:3) = [21 viento_21(n3,2) alen21(n3,3) + 1];
    elseif a(i) == 4
        for k= (length(viento_22)):-1:1
            if b(i) <= viento_22(k,4)
                n4 = k;
            end
        end
        alen22(n4,1:3) = [22 viento_22(n4,2) alen22(n4,3) + 1];
    elseif a(i) == 5
        for k= (length(viento_31)):-1:1
            if b(i) <= viento_31(k,4)
                n5 = k;
            end
        end
        alen31(n5,1:3) = [31 viento_31(n5,2) alen31(n5,3) + 1];
    elseif a(i) == 6
        for k= (length(viento_32)):-1:1
            if b(i) <= viento_32(k,4)
                n6 = k;
            end
        end
        alen32(n6,1:3) = [32 viento_32(n6,2) alen32(n6,3) + 1];
    elseif a(i) == 7
        for k= (length(viento_41)):-1:1
            if b(i) <= viento_41(k,4)
                n7 = k;
            end
        end
        alen41(n7,1:3) = [41 viento_41(n7,2) alen41(n7,3) + 1];
    elseif a(i) == 8
        for k= (length(viento_42)):-1:1
            if b(i) <= viento_42(k,4)

```

```

        n8 = k;
    end
end
alen42(n8,1:3) = [42 viento_42(n8,2) alen42(n8,3) + 1];
end
end
% SEGUN LA FRECUENCIA QUE SE OBTUVO PARA CADA UNA DE LAS DIRECCIONES
DE
% CADA UNA DE LAS ESTACIONES - DIA - NOCHE, SE GENERAN LOS N.A. QUE
% CORRESPONDEN A LA VELOCIDAD DEL VIENTO Y A LA ESTABILIDAD.
% LOS PARAMETROS UTILIZADOS EN LA GENERACION DE LOS N.A. SON LAS
CANTIDAD
% DE REGISTROS DE LA VARIABLE EN LA ESTACION - DIA - NOCHE EN ESTUDIO
Y LA
% FRECUENCIA DE LA DIRECCION DEL VIENTO OBTENIDA EN EL CALCULO
ANTERIOR. LA
% CANTIDAD DE REGISTROS DA ENTRE QUE NUMEROS SE ESTA ELIGIENDO
(siempre con
% distribucion de probabilidad uniforme) Y LA FRECUENCIA DE LA
DIRECCION
% CUANTOS NUMEROS GENERO.

velo = [1.5 2.5 4 5.5 6];% velocidades del viento
for i = 1:24
    al_v_11 = unidrnd(sum(viento_11(i,5:9)),alen11(i,3), 1);
    al_e_11 = unidrnd(sum(viento_11(i,10:16)),alen11(i,3), 1);
    al_v_12 = unidrnd(sum(viento_12(i,5:9)),alen12(i,3), 1);
    al_e_12 = unidrnd(sum(viento_12(i,10:16)),alen12(i,3), 1);
    al_v_21 = unidrnd(sum(viento_21(i,5:9)),alen21(i,3), 1);
    al_e_21 = unidrnd(sum(viento_21(i,10:16)),alen21(i,3), 1);
    al_v_22 = unidrnd(sum(viento_22(i,5:9)),alen22(i,3), 1);
    al_e_22 = unidrnd(sum(viento_22(i,10:16)),alen22(i,3), 1);
    al_v_31 = unidrnd(sum(viento_31(i,5:9)),alen31(i,3), 1);
    al_e_31 = unidrnd(sum(viento_31(i,10:16)),alen31(i,3), 1);
    al_v_32 = unidrnd(sum(viento_32(i,5:9)),alen32(i,3), 1);
    al_e_32 = unidrnd(sum(viento_32(i,10:16)),alen32(i,3), 1);
    al_v_41 = unidrnd(sum(viento_41(i,5:9)),alen41(i,3), 1);
    al_e_41 = unidrnd(sum(viento_41(i,10:16)),alen41(i,3), 1);
    al_v_42 = unidrnd(sum(viento_42(i,5:9)),alen42(i,3), 1);
    al_e_42 = unidrnd(sum(viento_42(i,10:16)),alen42(i,3), 1);
    % EN LOS SIGUIENTES BUCLES SE ORDENAN Y CLASIFICAN LOS DATOS DE
VELOCIDAD
    % Y ESTABILIDAD EN UNA MATRIZ QUE EN SUS FILAS CONTIENE LA DIRECCION,
LA
    % VELOCIDAD Y LA FRECUENCIA CADA UNA DE LAS ESTABILIDADES.

    for i11=1:alen11(i,3)
        for j = 1:5
            if al_v_11(i11) <= sum(viento_11(i,5:10-j))
                nv = 6-j;
            end
        end
        for j = 1:7
            if al_e_11(i11) <= sum(viento_11(i,10:17-j))
                ne = 13-j;
            end
        end
        ale_11(i*5-5+nv,1:5) = [alen11(i,:) velo(nv) (ale_11(i*5-
5+nv,5) + 1)];
        ale_11(i*5-5+nv,ne) = [ale_11(i*5-5+nv,ne)+1];
    end
end

```



```

for i12=1:alen12(i,3)
  for j = 1:5
    if al_v_12(i12) <= sum(viento_12(i,5:10-j))
      nv = 6-j;
    end
  end
  for j = 1:7
    if al_e_12(i12) <= sum(viento_12(i,10:17-j))
      ne = 13-j;
    end
  end
  ale_12(i*5-5+nv,1:5) = [alen12(i,:) velo(nv) (ale_12(i*5-
5+nv,5) + 1)];
  ale_12(i*5-5+nv,ne) = [ale_12(i*5-5+nv,ne)+1];
end

for i21=1:alen21(i,3)
  for j = 1:5
    if al_v_21(i21) <= sum(viento_21(i,5:10-j))
      nv = 6-j;
    end
  end
  for j = 1:7
    if al_e_21(i21) <= sum(viento_21(i,10:17-j))
      ne = 13-j;
    end
  end
  ale_21(i*5-5+nv,1:5) = [alen21(i,:) velo(nv) (ale_21(i*5-
5+nv,5) + 1)];
  ale_21(i*5-5+nv,ne) = [ale_21(i*5-5+nv,ne)+1];
end

for i22=1:alen22(i,3)
  for j = 1:5
    if al_v_22(i22) <= sum(viento_22(i,5:10-j))
      nv = 6-j;
    end
  end
  for j = 1:7
    if al_e_22(i22) <= sum(viento_22(i,10:17-j))
      ne = 13-j;
    end
  end
  ale_22(i*5-5+nv,1:5) = [alen22(i,:) velo(nv) (ale_22(i*5-
5+nv,5) + 1)];
  ale_22(i*5-5+nv,ne) = [ale_22(i*5-5+nv,ne)+1];
end

for i31=1:alen31(i,3)
  for j = 1:5
    if al_v_31(i31) <= sum(viento_31(i,5:10-j))
      nv = 6-j;
    end
  end
  for j = 1:7
    if al_e_31(i31) <= sum(viento_31(i,10:17-j))
      ne = 13-j;
    end
  end
end

```

```

        ale_31(i*5-5+nv,1:5) = [alen31(i,:) velo(nv) (ale_31(i*5-
5+nv,5) + 1)];
        ale_31(i*5-5+nv,ne) = [ale_31(i*5-5+nv,ne)+1];
    end

    for i32=1:alen32(i,3)
        for j = 1:5
            if al_v_32(i32) <= sum(viento_32(i,5:10-j))
                nv = 6-j;
            end
        end
        for j = 1:7
            if al_e_32(i32) <= sum(viento_32(i,10:17-j))
                ne = 13-j;
            end
        end
        ale_32(i*5-5+nv,1:5) = [alen32(i,:) velo(nv) (ale_32(i*5-
5+nv,5) + 1)];
        ale_32(i*5-5+nv,ne) = [ale_32(i*5-5+nv,ne)+1];
    end

    for i41=1:alen41(i,3)
        for j = 1:5
            if al_v_41(i41) <= sum(viento_41(i,5:10-j))
                nv = 6-j;
            end
        end
        for j = 1:7
            if al_e_41(i41) <= sum(viento_41(i,10:17-j))
                ne = 13-j;
            end
        end
        ale_41(i*5-5+nv,1:5) = [alen41(i,:) velo(nv) (ale_41(i*5-
5+nv,5) + 1)];
        ale_41(i*5-5+nv,ne) = [ale_41(i*5-5+nv,ne)+1];
    end

    for i42=1:alen42(i,3)
        for j = 1:5
            if al_v_42(i42) <= sum(viento_42(i,5:10-j))
                nv = 6-j;
            end
        end
        for j = 1:7
            if al_e_42(i42) <= sum(viento_42(i,10:17-j))
                ne = 13-j;
            end
        end
        ale_42(i*5-5+nv,1:5) = [alen42(i,:) velo(nv) (ale_42(i*5-
5+nv,5) + 1)];
        ale_42(i*5-5+nv,ne) = [ale_42(i*5-5+nv,ne)+1];
    end
end

d = [345 0:15:330];% angulos
dir=zeros(120,2);
for i =1:24
    for j = 1:5
        dir(i*5-5+j,:) = [d(i) velo(j)];
    end
end

```

```

end
% Genera las matrices todo_resu todo_clasi, en donde sen encuentra
% la distribución de frecuencias generadas aleatoriamente.
todo_resu=zeros(5,8);
todo_clasi=zeros(120,9);
todo_clasi = [dir (ale_12(:,6:12) + ale_11(:,6:12) + ale_22(:,6:12) +
ale_21(:,6:12) + ale_32(:,6:12) + ale_31(:,6:12) + ale_42(:,6:12) +
ale_41(:,6:12)))]];
todo_resu = [velo' zeros(5,7)];

for i = 1:5:length(todo_clasi)
    todo_resu(:,2:8) = [todo_resu(:,2:8)+todo_clasi(i:i+4,3:9)];
end

else
    [todo_clasi]=aleat_estacion(simu,datos(17,1));
    todo_resu=0;
end

```

Variables aleatorias por estación

```
function [todo_clasi]=aleat_estacion(simu,est)
% disp('estacion')
% disp(est)
switch est
    case 11
        load viento_11.mat;
        viento=viento_11;
    case 12
        load viento_12.mat;
        viento=viento_12;
    case 21
        load viento_21.mat;
        viento=viento_21;
    case 22
        load viento_22.mat;
        viento=viento_22;
    case 31
        load viento_31.mat;
        viento=viento_31;
    case 32
        load viento_32.mat;
        viento=viento_32;
    case 41
        load viento_41.mat;
        viento=viento_41;
    case 42
        load viento_42.mat;
        viento=viento_42;
    otherwise
        disp('debe ingresar las siguientes estaciones')
        disp('-----')

        disp('00      para todo el año')
        disp('11      otoño      dia')
        disp('12      otoño      noche')
        disp('21      primavera dia')
        disp('22      primavera noche')
        disp('31      verano     dia')
        disp('32      verano     noche')
        disp('41      invierno   dia')
        disp('42      otoño     dia')
        return
end
clear viento_*

b = unidrnd(300,simu, 1);
alen =zeros(length(viento),3);
ale =zeros(length(viento)*5,12);

for i = 1:simu
    for k= (length(viento)):-1:1
        if b(i) <= viento(k,4)
            n1 = k;
        end
    end
    alen(n1,1:3) = [11 viento(n1,2) alen(n1,3) + 1];
end
```

```

end
velo = [1.5 2.5 4 5.5 6];
for i = 1:24
    al_v = unidrnd(sum(viento(i,5:9)),alen(i,3), 1);
    al_e = unidrnd(sum(viento(i,10:16)),alen(i,3), 1);

    for i11=1:alen(i,3)
        for j = 1:5
            if al_v(i11) <= sum(viento(i,5:10-j))
                nv = 6-j;
            end
        end
        for j = 1:7
            if al_e(i11) <= sum(viento(i,10:17-j))
                ne = 13-j;
            end
        end
        ale(i*5-5+nv,1:5) = [alen(i,:) velo(nv) (ale(i*5-5+nv,5) + 1)];
        ale(i*5-5+nv,ne) = [ale(i*5-5+nv,ne)+1];
    end
end

d = [345 0:15:330];
dir=zeros(120,2);
for i =1:24
    for j = 1:5
        dir(i*5-5+j,:) = [d(i) velo(j)];
    end
end
% Genera las matrices todo_resu todo_clasi, en donde sen encuentra
% la distribución de frecuencias generadas aleatoriamente.
% todo_resu=zeros(5,8);
todo_clasi=zeros(120,9);

todo_clasi = [dir (ale(:,6:12))];
todo_resu = [velo' zeros(5,7)];
for i = 1:5:length(todo_clasi)
    todo_resu(:,2:8) = [todo_resu(:,2:8)+todo_clasi(i:i+4,3:9)];
end

```

Generacion de datos de entrada

```
[a mont]=aleat; % Llama a la función aleat.m para generar la matriz de
datos meteorológicos
mont(:,8)= mont(:,8) + mont(:,9);
mont(:,9)=[];
[fmont cmont]=size(mont);

np=load('np.txt'); %cantidad de caudales
for p=1:np
datos(:,p)=load(sprintf('datosentrada%d.txt',p)); %Datos obtenidos desde
el STRRAP
end
dx=datos(12,1);
dist_int=datos(11,1);
xsd=dist_int;
xii=-dist_int;
nintervalos=ceil((xsd-xii)/dx);
x=[(xii+dx/2):dx:(xsd-dx/2)];
[X,Y]=meshgrid(x,x);
puntos(:, :, 1)=X;
puntos(:, :, 2)=Y;
clear X Y

[fpuntos cpuntos npuntos]=size(puntos);

const=0;
% Se crea una tabla de 24 filas (24 dir vientos) y 31 columnas (5 U * 6
E+ dir vientos)
for i=1:24
    salto=1;
    for j=1:5
        fre(i,salto:(salto+5))=mont((j+const),3:8);
        salto=salto+6;
    end
    const=const+5;
end
% Se genera un vector con los angulos ordenados segun mont
capa=[285:-15:0,345:-15:300];
for i=1:24
    fre(i,31)=capa(i)';
end

% Se ordenan las frecuencias en orden creciente de angulos de viento
frecuencia=sortrows(fre(:, :),31);
frecuencia(:,31)=[];

clear i* j fmon* fpun* c* fre
```

Generacion de Grilla de receptores y matrices para alojar los valores de concentraciones

```
function
[conc_24dir,puntos,datos,frecuencia,conc_lim,coordenadas]=conc_virus
% Modulo encargado de generar las plumas
generar_receptores;
[vel_sed datos]=vel_sed_datos;
wp=vel_sed;
load u.mat;
load coef_hefec.mat;
load a.mat;
load b.mat;
load c.mat;
load d.mat;
gr = 9.8;
[fpuntos cpuntos caaa]=size(puntos);
angulos=0:15:345;
angulo_rot=0;
fa_logico=datos(22,1);
param_dispersion=datos(25,1);
[ni,coordenadas,q,z,t,T,conc_lim,hc,dc,tsg,vsg,conc_fondo,f_bac,dt,fb,fm]
=crear_m_emisores;
conc_24dir=zeros(fpuntos,cpuntos,30,24);
[conc
xxyy]=pluma_gaussiana(angulo_rot,z,T,hc,dc,t,tsg,vsg,q,a,b,c,d,u,coef_hef
ec,xsd,dx,dist_int,conc_lim,conc_fondo,dt,fb,fm,wp,f_bac,fa_logico,param_
dispersion);
    for i=1:length(angulos)
        ang_rot=angulos(i);
        x_0=0;y_0=0;
        [x_0,y_0]=rot_pluma(xxyy,ang_rot);
        dir=i;
        [concdir]=asignar(puntos,x_0,y_0,conc,frecuencia,dir);
        conc_24dir(:,:,,dir)=concdir(:,:,,dir)+conc_24dir(:,:,,dir);
    end
end
```

Cálculo de altura de capa de inversión térmica o capa de mezcla

```
function h=altura_capa_mezcla(k,z,u,gr,T)
% Se busco en la bibliografia material acerca del calculo de capa de
% mezcla.
% Debido a la falta de datos reales necesarios en los modelos,se adopta
el
% cálculo de este parámetro para condiciones estables y de aplica a todas
las
% estabilidades.
% En la carpeta pmores/2008/modelo_gaussiano/2008/modelos hay una tesis
(hm_muybueno)
% que se podria llegar a utilizar para implementar un modelo. Se cuenta
con
% una tabla que tiene para cada vel de viento e indice de radiacion (NR),
la
% esbilidad corespondiente. Se armó una tabla (U-E-NR) para
% implementar el modelo (la tabla se llama radiacion.xls y esta en el
% directorio del modelo gaussiano. Los datos se sacaron de una tabla que
% esta en la pagina 6-22 del estudio de impacto ambiental de la central
% Sorrento)
alpha=0.35;
% omega=7.2722e-005;%2*pi/86400;%velocidad de rotacion de la tierra
% phi=32.67;%latitud del lugar en grados
% f=abs(2*omega*0.5398);% *sind(phi)) reemplazado por el valor;
% reemplazamos para ahorrar calculo
f=7.8511e-005;
zref=10;
uref=u;
uf=0.4*uref/log(zref/z);
h=alpha*uf/f;

% h=0.35*(0.4*u/log(10/z))/7.8511e-005;
```


Cálculo de velocidad de sedimentación (opcional)

```
function [vel_sed datos ]=vel_sed_datos
%Cargar el número de partículas a simular y las datos de entrada
generados
%en STRRAP
np=load('np.txt');
for p=1:np
datos(:,p)=load(sprintf('datosentrada%d.txt',p)); %Datos obtenidos desde
el STRRAP
end
roa = datos(18,1);          % Densidad del aire [kg/m^3]
mua = datos(19,1);          % Viscosidad del aire [kg/m.s]
pma=28.964e-3;             % Masa molar promedio del aire [Kg/mol]
pma2=pma/6.023e23;         % Masa molar promedio del aire [Kg/molecula]
% Datos de la partícula
T= datos(3,1);             % Temperatura ambiente [°K]
rop = datos(20,1);         % Densidad de las partículas [kg/m^3]
gr = 9.8;                  % Aceleración de la gravedad [m/s^2]
for p=1:np
dp1(p)=datos(21,p);        % Diametro equivalente de la partícula
[micrometros]
dp(p) =dp1(p)*1e-6;        % Diametro de la partícula [m]

%-----
--
%Calculo de la velocidad de sedimentacion
vts=(gr*(dp(p)^2)*(rop-roa)/(18*mua));
Res= roa*vts*(dp(p))/mua;
if dp1(p)>=0.1 && dp1(p)<16 && Res<=0.1
ru= 1.3804e-23; %
Constante de BOLTZMANN en Joule/ molecula °K
um=(8*ru*T/(pi*pma2))^0.5; %
Velocidad molecular media m/s
rlm= mua/(0.499*roa*um); %
Recorrido libre medio en m
kc=1+(((2*rlm/dp(p))*(1.257+0.4*exp(-0.55*dp(p)/rlm))); % Factor
de correccion de Cunningham
vt3=vts*kc;
wp(p)=vt3;
elseif 0.1>=Res && dp1(p)>=16
wp(p)=vts;
elseif Res>0.1 && Res<=1000
Re= Res;
Cd1=(24/Re)*(1+0.14*(Re^0.7));
vt1=(((4/3)*dp(p)*rop*gr)/(Cd1*roa))^(1/2);
Re1= roa*vt1*dp(p)/mua;
error=((Re1-Re)*100/Re);
while abs(error)>0.02
Cd2=(24/Re1)*(1+0.14*(Re1^0.7));
vt2=vt1*((Cd1/Cd2)^(1/2));
Re2=roa*vt2*dp(p)/mua;
error=((Re2-Re1)*100/Re1);
if Re2>1000
break
end
Re1=Re2;
end
wp(p)=vt2;
elseif Res>1000 && Res<350000
cd4=0.44;
```

```
        vt4= 1.73*((gr*dp(p)*(rop-roa)/roa*cd4)^(1/2));  
        wp(p)=vt4;  
    else  
        disp('Los valores ingresados estan fuera del intervalo de  
aplicabilidad de la simulacion.')        disp('Ha finalizado la aplicación.')        return  
    end  
    vel_sed(p)=[wp(p)];  
end
```

Cálculo de altura efectiva

```

function [hef]=altura_efectiva(tsg,gr,vsg,T,dc,hc,us,x,k,dt,fb,fm)
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
% Este modulo considera todas las posibilidades de calculo de la altura %
% efectiva.las ecuaciones fueron tomadas del volumen 2 del programa isc3%
% Es necesario verificar la logica de programacion segun el modelo      %
% teorico.                                                                %
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%

dt=tsg-T;
fb=gr*vsg*(dc^2)*(dt)/(4*tsg); % Eq. 1.8
fm=(vsg^2)*(dc^2)*T/(4*tsg); % Eq. 1.9
%% completo, usamos el mismo que en particulado
%% Condiciones inestables o neutras (capas 1 a 20 de la matriz) abcd

if k==1 ||k==2||k== 3||k== 4||k== 7||k== 8||k== 9||k== 10||k== 13||k==
14||k== 15||k== 16||k== 19||k== 20||k== 21||k== 22||k== 25||k== 26||k==
27||k== 28
% Cálculo de la temperatura crítica

    if fb<55
        dtc=0.0297*tsg*(vsg/(dc^2))^(1/3); % Eq. 1.10
    else
        dtc=0.00575*tsg*((vsg^2)/dc)^(1/3); % Eq. z
    end
% Elevación de la pluma por flotación

    if dt>dtc
        if fb<55
            xf=49*(fb^(5/8)); % Eq. 1.12
            deltah=21.425*fb^(3/4)/us; % Eq. 1.14
        else % fb>55
            xf=119*fb^(2/5); % Eq. 1.13
            deltah=38.71*fb^(3/5)/us; % Eq. 1.15
        end
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
        if x<xf
            deltah=1.6*(fb^(1/3)*x^(2/3)/us); % Eq. 1.22
        end
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
% Elevación de la pluma por momento

        else % dt<dtc
            deltah=3*dc*vsg/us; % para 4> vsg/us % Eq. 1.16
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
            if fb==0
                xmax=4*dc*(vsg+3*us)^2/(vsg*us); % Eq. 1.24
            elseif fb>55
                xmax=119*fb^(2/5); % Eq. 1.24
            else
                xmax=49*fb^(5/8); % Eq. 1.24
            end
            beta=(1/3)+(us/vsg); % Eq. 1.27
            if x<xmax
                deltah=(3*fm*x/(beta^2*us^2))^(1/3); % Eq. 1.23
            end
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
        end
% Condiciones estables (capas 21 a 30)

```

```

else
% Adopción de gradientes térmicos
if k==5||k== 11||k== 17||k== 23||k== 29           % estabilidad E
    grad=0.020;
elseif k==6 ||k==12 ||k==18 ||k==24 ||k==30      % estabilidad F
    grad=0.035;
end
s=gr*(grad/T);                                     % Eq. 1.17
dtc=0.019582*tsg*vsg*sqrt(s);
% Elevación de la pluma por flotación
if dt>dtc
                                                    % Eq. 1.18
    deltah=2.6*(fb/(us*s))^(1/3);                  % Eq. 1.20
    xf=2.0715*us/sqrt(s);                          % Eq. 1.19
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
    if x<xf
        deltah=1.6*(fb^(1/3)*x^(2/3)/us);         % Eq. 1.22
    end
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
% Elevación de la pluma por momento
    else % dt<dtc.

        deltah=1.5*(fm/(us*sqrt(s)))^(1/3);       % Eq. 1.21
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
        xmax=0.5*pi*us/sqrt(s);                   % Eq. 1.26
        beta=(1/3)+(us/vsg);                      % Eq. 1.27
        if x<xmax
            deltah=(3*fm*(sin(x*sqrt(s)/us)/(beta^2*us*sqrt(s))))^(1/3); %
Eq. 1.25
        end
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
    end
end
hef=hc+deltah;

% us=u(k)*(hc/10)^coef_hefec(k); %Velocidad del viento a la altura de
la chimenea
    % if tsg==0
    % deltah=0;
    % else
    % deltah= 1.6*(x^(2/3)/u)*((gr*dc^2*vsg/4)*((tsg-
T)/tsg))^(1/3);
    % if fb<55
    % dtc=0.0297*tsg*(vsg/(dc^2))^(1/3);
    % if dt>dtc
    % xf=49*(fb^(5/8));
    % deltah=(21.425*fb^(3/4))/us;
    % end
    % else
    % dtc=0.00575*tsg*((vsg^2)/dc)^(1/3);
    % if dt>dtc
    % xf=119*(fb^(2/5));
    % deltah=(38.71*fb^(3/5))/us;
    % end
    % end
    % end
    % end
% deltah=(1.6*fb^(1/3)*xf^(2/3))/us;
% hef=hc+deltah;

```



```

0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031
0.9031 ];
% c=[2.5e-4 1.9e-3 0.20 0.30 0.40 0.20 2.5e-4 1.9e-3 0.20 0.30 0.40
0.20 2.5e-4 1.9e-3 0.20 0.30 0.40 0.20 2.5e-4 1.9e-3 0.20 0.30 0.40 0.20
2.5e-4 1.9e-3 0.20 0.30 0.40 0.20 ];
% d=[2.1250 1.6021 0.8543 0.6532 0.6021 0.6020 2.1250 1.6021 0.8543
0.6532 0.6021 0.6020 2.1250 1.6021 0.8543 0.6532 0.6021 0.6020 2.1250
1.6021 0.8543 0.6532 0.6021 0.6020 2.1250 1.6021 0.8543 0.6532 0.6021
0.6020 ];
% c_prim=[0 0 0.5742 0.9605 2.1250 2.1820 0 0 0.5742 0.9605 2.1250
2.1820 0 0 0.5742 0.9605 2.1250 2.1820 0 0 0.5742 0.9605 2.1250 2.1820 0
0 0.5742 0.9605 2.1250 2.1820 ];
% d_prim=[0 0 0.7160 0.5409 0.3979 0.3310 0 0 0.7160 0.5409 0.3979
0.3310 0 0 0.7160 0.5409 0.3979 0.3310 0 0 0.7160 0.5409 0.3979 0.3310 0
0 0.7160 0.5409 0.3979 0.3310 ];
%%
reng=0;
for i=1:lx
    for j=1:ly
        reng=reng+1;
        xxyy(reng,[1 2])=[x(i),y(j)];
    end
end

%% fuente area
if fa_logico==0
for k=1:30

    us=u(k)*(hc/10)^coef_hefec(k);% velocidad del viento a la altura de
la chimenea
    h_inv=altura_capa_mezcla(k,z,us);

    for i=1:reng
% % altura efectiva de la chimenea
hef=altura_efectiva(tsg,gr,vsg,T,dc,hc,us,x,k,dt,fb,fm);
hef(hef<0)=0;
% caida de la altura de la chimenea por sedimentacion

        xx=xxyy(i,1);
        yy=xxyy(i,2);
        H=hef-(wp.*xx./us);
        if param_dispersion==3
% %
            disp('EPPPPPA')
            simz=(sel_para(k,xx/1000));
            simy=(465.11628*xx*tan(0.017453293*(aa(k)-
bb(k)*log(xx/1000))));
            %condicion de que la altura de la chimenea no puede ser negativa
            elseif param_dispersion~=3
% %
                disp('pasquill o el otro')
                simy =(a(k).*((xx).^b(k)));
                simz = (c(k).*((xx).^d(k)));
            end
            H(H<0)=0;
% %
            for j=1:ly;
% %
                yy=y(j);
% %
                yy=y;

```

```

%           if H<h_inv;
%               reng=reng+1
%               s=0;
%               for jj=1:t % reflexion no usado en particulado si
virus no bacterias
                    H1=z-(2*jj*h_inv-hef);
                    H2=z+(2*jj*h_inv-hef);
                    H3=z-(2*jj*h_inv+hef);
                    H4=z+(2*jj*h_inv+hef);
                    s=s+exp(-0.5*(H1/simz)^2)+exp(-0.5*(H2/simz)^2)+exp(-
0.5*(H3/simz)^2+exp(-0.5*(H4/simz)^2));
                end
%% pluma gaussiana sin reflexion y con velocidad de sedimentacion
                    M=q./(2*pi*us*simy*simz);
                    e1=exp(-0.5*((yy)/simy)^2);
%               e2=exp(-0.5*((z-H)/simz)^2);
%               e_caida_mic=exp(f_bac/us);
%               e3=-exp((-0.5*((yy)/(simy)')^2))+ (-
0.5*((z+H)/(simz)')^2));
                    e3=exp(-0.5*((z-H)/simz)^2)+((z+H)/(simz)')^2);

                    conc(i,k)=M*e1*(s+e3);

            end
        end

%% fuente puntual
    else
        for k=1:30

            %% poner para que seleccione si es chimenea
            us=u(k);
%           us=u(k)*(hc/10)^coef_hefec(k);% velocidad del viento a la altura
de la chimenea
            h_inv=altura_capa_mezcla(k,z,us);

            for i=1:reng
%           % altura efectiva de la chimenea
%           hef=altura_efectiva(tsg,gr,vsg,T,dc,hc,us,x,k,dt,fb,fm);
%           hef(hef<0)=0;
%           % caida de la altura de la chimenea por sedimentacion

                xx=xxyy(i,1);
                yy=xxyy(i,2);
                %% cambiar para que lo elija si es coliforme
                H=hc;
%           hef=altura_efectiva(tsg,gr,vsg,T,dc,hc,us,xx,k,dt,fb,fm);
%           H=hef-(wp.*xx./us);
                if param_dispersion==3
%           disp('EPPPPPA')
                    simz=(sel_para(k,xx/1000));
                    simy=(465.11628*xx*tan(0.017453293*(aa(k)-
bb(k)*log(xx/1000))));
                    %condicion de que la altura de la chimenea no puede ser negativa
                elseif param_dispersion~=3
%           disp('pasquill o el otro')
                    simy =(a(k).*((xx).^b(k)));
                    simz = (c(k).*((xx).^d(k)));
                end
            end
        end
    end

```

```

H(H<0)=0;
%   for j=1:ly;
%   yy=y(j);
%   yy=y;
%   if H<h_inv;
%   reng=reng+1
%   s=0;
%   for jj=1:t % reflexion no usado en particulado
H1=z-(2*jj*h_inv-hef);
H2=z+(2*jj*h_inv-hef);
H3=z-(2*jj*h_inv+hef);
H4=z+(2*jj*h_inv+hef);
s=s+exp(-0.5*(H1/simz)^2)+exp(-0.5*(H2/simz)^2)+exp(-
0.5*(H3/simz)^2+exp(-0.5*(H4/simz)^2));
%   end
%% pluma gaussiana sin reflexion y con velocidad de sedimentacion
M=q./(2*pi*us*simy*simz);
e1=exp(-0.5*((yy)/simy)^2);
%   e2=exp(-0.5*((z-H)/simz)^2);
%   e_caida_mic=exp(f_bac/us);
%   e3=-exp((-0.5*((yy)/(simy)').^2))+ (-
0.5*((z+H)/(simz)').^2));
e3=exp(-0.5*((z-H)/simz)^2)+((z+H)/(simz)').^2);

conc(i,k)=M*e1*(s+e3);

end
end
end

```


Rotación de pluma Gaussiana para todas las direcciones de viento

```
function [xx yy]=rot_pluma(xxyy,ang),coord)
% Modulo para rotar la pluma generica para las distintas direcciones del
% viento

[reng lll]=size(xxyy);
xx=zeros(reng,1);
yy=zeros(reng,1);
for i=1:reng
xx(i)= xxyy(i,1)*cosd(ang)-xxyy(i,2)*sind(ang);
yy(i)= xxyy(i,1)*sind(ang)+xxyy(i,2)*cosd(ang);
end
```

Asignación de valores (archivo asignar)

```
function [concdir]=asignar(puntos,x_n,y_n,concn,frecuencia,dir)
% Modulo que ubica los valores de concentracion para cada punto de la
pluma,
% en el punto correspondiente de la grilla.

[fx cx]=size(x_n);
[fpuntos cpuntos aa]=size(puntos);
concdir=zeros(fpuntos,cpuntos,30);

% eliminacion de valores incesarios (valores que caen fuera de la
grilla)
for i=1:fx
[adsfg x_ind]=min(abs(x_n(i)- puntos(1,:,1)));
[adsfg y_ind]=min(abs(y_n(i)- puntos(:,1,2)));
concdir(x_ind,y_ind,1:30)=concn(i,1:30);
end
```

Cálculos estadísticos (90 percentil de concentraciones)

```
function [concdir]=asignar(puntos,x_n,y_n,concn,frecuencia,dir)
% Modulo que ubica los valores de concentracion para cada punto de la
pluma,
% en el punto correspondiente de la grilla.

[fx cx]=size(x_n);
[fpuntos cpuntos aa]=size(puntos);
concdir=zeros(fpuntos,cpuntos,30);

% eliminacion de valores incesarios (valores que caen fuera de la
grilla)
for i=1:fx
    [adsfg x_ind]=min(abs(x_n(i)- puntos(1,:,1)));
    [adsfg y_ind]=min(abs(y_n(i)- puntos(:,1,2)));
    concdir(x_ind,y_ind,1:30)=concn(i,1:30);
end
```

```
function [conc]=moverpluma_y_ac(puntos,conc_noacum,coordenadas,ni)
[fc cc zc]=size(conc_noacum);
conc=zeros(fc,cc,zc);
for ne_fuente=1:ni
    coord=coordenadas(ne_fuente,:);
    mediagrilla=length(puntos)/2;
    [adsfg x_ind]=min(abs(coord(1)- puntos(1,:,1)));
    [adsfg y_ind]=min(abs(coord(2)- puntos(:,1,2)));
    x_ind=mediagrilla-x_ind;
    y_ind=mediagrilla-y_ind;
    pre=zeros(fc,cc,zc);
    if coord(1)==0 && coord(2)==0
        pre=conc_noacum;
        conc=pre+conc;
    else
        if x_ind<0
            if y_ind<0
                pre(1:end-(-x_ind),1:end-(-y_ind),:)=conc_noacum(-
x_ind+1:end,-y_ind+1:end,:);
                % pre(fc-(-x_ind):fc, :, :)=zeros(abs(x_ind),cc,zc)
                % pre(:,cc-(-y_ind):cc, :)=zeros(fc,abs(y_ind),zc)
                % pre(fc-(-x_ind):fc, :, :)=0;
                % pre(:,cc-(-y_ind):cc, :)=0;
            elseif y_ind>0
                pre(1:end-(-x_ind),y_ind+1:end,:)=conc_noacum(-
x_ind+1:end,1:end-y_ind,:);
                % pre(fc-(-x_ind):fc, :, :)=0;
                % pre(:,1:y_ind, :)=0;
            elseif y_ind==0
                pre(1:end-(-x_ind), :, :)=conc_noacum(-x_ind+1:end, :, :);
                % pre(fc-(-x_ind):fc, :, :)=0;
            end
            elseif x_ind>0
                if y_ind<0
                    pre(1+x_ind:end,1:end-(-y_ind),:)=conc_noacum(1:end-
x_ind,-y_ind+1:end,:);
                    % pre(x_ind:end,(1:end-(-y_ind), :)=conc_noacum(1:end-
x_ind,(-y_ind+1:end),:);
```

```

%           pre(1:x_ind, :, :) = 0;
%           pre(:, cc - (-y_ind):cc, :) = 0;
elseif y_ind > 0
    pre(x_ind+1:end, y_ind+1:end, :) = conc_noacum(1:end-x_ind, 1:end-y_ind, :);
%           pre(1:x_ind, :, :) = 0;
%           pre(:, 1:y_ind, :) = 0;
elseif y_ind == 0
    pre(x_ind+1:end, :, :) = conc_noacum(1:end-x_ind, :, :);
%           pre(1:x_ind, :, :) = 0;
end
elseif x_ind == 0
    if y_ind < 0
        pre(:, 1:end - (-y_ind), :) = conc_noacum(:, -y_ind+1:end, :);
    elseif y_ind > 0
        pre(:, 1+y_ind:end, :) = conc_noacum(:, 1:end-y_ind, :);
    elseif y_ind == 0
        pre = conc_noacum;
    end
end
conc = conc + pre;
end
end

```

```

function [conc_90] = perc_90(conc_DDDD, frec_DDDD, conc_lim)
% Calculamos la concentracion del 90 percentil en función de la cantidad
de
% veces que se ha superado el criterio de salud.

% Se arma una lista para cada punto receptor de
% concentracion-frecuencia-frecuencia relativa, se ordena de segun
% concentraciones crecientes, y se acumula la frecuencia relativa. Luego
se
% busca la fila en la que la frecuencia relativa acumulada es mayor o
igual
% al 90%. Ese valor de concentracion se guarda en conc_90.

% Se descarto el calculo del 90 percentil en funcion de la frecuencia
total
% de ocurrencia (que considera las concentraciones nulas) ya que no se
% obtienen resultados (el valor del 90 percentil para todos los
receptores
% es 0, ya que es el numero que mas se repite). Hay que verificar que
% criterio se adopto en el modulo de material particulado.

np = 1;
for p = 1:np
    datos(:, p) = load(sprintf('datosentrada%d.txt', p));
end
% Cantidad de simulaciones. A mayor número de simulaciones la
distribución
% se aproxima a la distribución original.
simu = datos(10, 1);

```

```

[sf cf capaf]=size(frec_DDDD);
conc_90=zeros(sf,cf);
for i=1:sf
    for j=1:cf
        clear conc_frec_25 conc_frec_ord_25 sumacum
        conc_frec_25=[0 0];
        l=1;
        for k=1:720
            if conc_DDDD(i,j,k)>=conc_lim
                conc_frec_25(l,1)=conc_DDDD(i,j,k);
                conc_frec_25(l,2)=frec_DDDD(i,j,k);
                l=l+1;
            end
        end
        total_superacion=sum(conc_frec_25(:,2));
        if total_superacion==0
            conc_90(i,j)=0;
        else
            conc_frec_25(:,3)=conc_frec_25(:,2)./total_superacion;
            conc_frec_ord_25=sortrows(conc_frec_25,1);
            conc_frec_ord_25(:,4)=cumsum(conc_frec_ord_25(:,3));
            [qw ind]=min(abs(conc_frec_ord_25(:,4)-0.9));
            conc_90(i,j)=conc_frec_ord_25(ind,1);
        end
    end
end
end

```

Módulo Bacterias

```
function []=modulo_bacterias

[puntos,conc_90,gradiente,pmed,frec_DDDD,frec_supera_salud,coordenadas]=e
stadistica_bacterias;
[fpuntos cpuntos caaal]=size(puntos);
np=1;
for p=1:np
    datos(:,p)=load(sprintf('datosentrada%d.txt',p));
end

xe=datos(14,1);
ye=datos(15,1);
conc_lim=datos(4,1);
xr=datos(23,1);
yr=datos(24,1);
MM=max(max(conc_90));

% puntos generados por mesh grid en realidad estan invertidos, es decir,
x
% es y e y es x, por eso contour(Y,X...
X=puntos(:, :, 1);
Y=puntos(:, :, 2);
alfa=linspace(0,2*pi,200);
[dist,tabla,distancia]=distancia_90p(conc_90,frec_supera_salud,puntos,con
c_lim,xe,ye);
f=figure('visible','off');
    hold on
    axis square
%     c_dist=conc_90;
%     c_dist(distancia>dist*1.1)=datos(13,1);
h=fspecial('disk',2);c90_gau=imfilter(conc_90,h);
c90_gau(c90_gau<conc_lim)=datos(13,1);
c90_gau(c90_gau>MM)=MM;
contour(Y,X,c90_gau,linspace(0,6000,1000),'fill','on');
colorbar
colormap(jet(1000))
if datos(22,1)~=0
    rectangle('Position',[-xr/2,-yr/2,xr,yr])
end
title({'Mapa de concentraciones - [CFU/m^3] ' ;dist})
plot(dist.*cos(alfa),dist.*sin(alfa),'k-')
shading interp
hold off
print -djpeg95 conc.jpg
clf

f=figure('visible','off');
    hold on
    axis square

h=fspecial('disk',2);frec_supera_salud_gau=imfilter(frec_supera_salud,h);
frec_supera_salud(c90_gau<conc_lim)=0;

contour(Y,X,frec_supera_salud_gau,linspace(0,max(max(frec_supera_salud)),
1000),'fill','on');
colorbar
colormap(jet(1000))
%     brighten(0.25)
if datos(22,1)~=0
```

```
    rectangle('Position',[-xr/2,-yr/2,xr,yr])
end
title({'Mapa de frecuencias';dist})
shading interp
hold off
print -djpeg95 frec.jpg
clf
save tabla.txt tabla -ASCII -DOUBLE -TABS
```

Generación de casos aleatorios

```
function []=modulo_bacterias

[puntos,conc_90,gradiente,pmed,frec_DDDD,frec_supera_salud,coordenadas]=e
stadistica_bacterias;
[fpuntos cpuntos caaal]=size(puntos);
np=1;
for p=1:np
    datos(:,p)=load(sprintf('datosentrada%d.txt',p));
end

xe=datos(14,1);
ye=datos(15,1);
conc_lim=datos(4,1);
xr=datos(23,1);
yr=datos(24,1);
MM=max(max(conc_90));

% puntos generados por mesh grid en realidad estan invertidos, es decir,
x
% es y e y es x, por eso contour(Y,X...
X=puntos(:, :, 1);
Y=puntos(:, :, 2);
alfa=linspace(0,2*pi,200);
[dist,tabla,distancia]=distancia_90p(conc_90,frec_supera_salud,puntos,con
c_lim,xe,ye);
f=figure('visible','off');
    hold on
    axis square
%     c_dist=conc_90;
%     c_dist(distancia>dist*1.1)=datos(13,1);
h=fspecial('disk',2);c90_gau=imfilter(conc_90,h);
c90_gau(c90_gau<conc_lim)=datos(13,1);
c90_gau(c90_gau>MM)=MM;
contour(Y,X,c90_gau,linspace(0,6000,1000),'fill','on');
colorbar
colormap(jet(1000))
if datos(22,1)~=0
    rectangle('Position',[-xr/2,-yr/2,xr,yr])
end
title({'Mapa de concentraciones - [CFU/m^3] ' ;dist})
plot(dist.*cos(alfa),dist.*sin(alfa),'k-')
shading interp
hold off
print -djpeg95 conc.jpg
clf

f=figure('visible','off');
    hold on
    axis square

h=fspecial('disk',2);frec_supera_salud_gau=imfilter(frec_supera_salud,h);
frec_supera_salud(c90_gau<conc_lim)=0;

contour(Y,X,frec_supera_salud_gau,linspace(0,max(max(frec_supera_salud)),
1000),'fill','on');
colorbar
colormap(jet(1000))
%     brighten(0.25)
if datos(22,1)~=0
```

```

        rectangle('Position',[-xr/2,-yr/2,xr,yr])
    end
    title({'Mapa de frecuencias';dist})
    shading interp
    hold off
    print -djpeg95 frec.jpg
    clf
    save tabla.txt tabla -ASCII -DOUBLE -TABS

```

VARIABLES ALEATORIAS POR ESTACIÓN

```

function [todo_clasi]=aleat_estacion(simu,est)
% disp('estacion')
% disp(est)
switch est
    case 11
        load viento_11.mat;
        viento=viento_11;
    case 12
        load viento_12.mat;
        viento=viento_12;
    case 21
        load viento_21.mat;
        viento=viento_21;
    case 22
        load viento_22.mat;
        viento=viento_22;
    case 31
        load viento_31.mat;
        viento=viento_31;
    case 32
        load viento_32.mat;
        viento=viento_32;
    case 41
        load viento_41.mat;
        viento=viento_41;
    case 42
        load viento_42.mat;
        viento=viento_42;
    otherwise
        disp('debe ingresar las siguientes estaciones')
        disp('-----')

        disp('00      para todo el año')
        disp('11      otoño      día')
        disp('12      otoño      noche')
        disp('21      primavera  día')
        disp('22      primavera  noche')
        disp('31      verano      día')
        disp('32      verano      noche')
        disp('41      invierno   día')
        disp('42      otoño      día')
        return
end
clear viento_*

b = unidrnd(300,simu, 1);
alen =zeros(length(viento),3);
ale =zeros(length(viento)*5,12);

for i = 1:simu

```



```

        for k= (length(viento)):-1:1
            if b(i) <= viento(k,4)
                n1 = k;
            end
        end
        alen(n1,1:3) = [11 viento(n1,2) alen(n1,3) + 1];
    end
    velo = [1.5 2.5 4 5.5 6];
    for i = 1:24
        al_v = unidrnd(sum(viento(i,5:9)),alen(i,3), 1);
        al_e = unidrnd(sum(viento(i,10:16)),alen(i,3), 1);

        for i11=1:alen(i,3)
            for j = 1:5
                if al_v(i11) <= sum(viento(i,5:10-j))
                    nv = 6-j;
                end
            end
            for j = 1:7
                if al_e(i11) <= sum(viento(i,10:17-j))
                    ne = 13-j;
                end
            end
            ale(i*5-5+nv,1:5) = [alen(i,:) velo(nv) (ale(i*5-5+nv,5) + 1)];
            ale(i*5-5+nv,ne) = [ale(i*5-5+nv,ne)+1];
        end
    end

    d = [345 0:15:330];
    dir=zeros(120,2);
    for i =1:24
        for j = 1:5
            dir(i*5-5+j,:) = [d(i) velo(j)];
        end
    end
    % Genera las matrices todo_resu todo_clasi, en donde sen encuentra
    % la distribución de frecuencias generadas aleatoriamente.
    % todo_resu=zeros(5,8);
    todo_clasi=zeros(120,9);

    todo_clasi = [dir (ale(:,6:12))];
    todo_resu = [velo' zeros(5,7)];
    for i = 1:5:length(todo_clasi)
        todo_resu(:,2:8) = [todo_resu(:,2:8)+todo_clasi(i:i+4,3:9)];
    end
end

```

Generacion de datos de entrada

```
[a mont]=aleat; % Llama a la función aleat.m para generar la matriz de
datos meteorológicos
mont(:,8)= mont(:,8) + mont(:,9);
mont(:,9)=[];
[fmont cmont]=size(mont);

np=load('np.txt'); %cantidad de caudales
for p=1:np
datos(:,p)=load(sprintf('datosentrada%d.txt',p)); %Datos obtenidos desde
el STRRAP
end
dx=datos(12,1);
dist_int=datos(11,1);
xsd=dist_int;
xii=-dist_int;
nintervalos=ceil((xsd-xii)/dx);
x=[(xii+dx/2):dx:(xsd-dx/2)];
[X,Y]=meshgrid(x,x);
puntos(:, :, 1)=X;
puntos(:, :, 2)=Y;
clear X Y

[fpuntos cpuntos npuntos]=size(puntos);

const=0;
% Se crea una tabla de 24 filas (24 dir vientos) y 31 columnas (5 U * 6
E+ dir vientos)
for i=1:24
    salto=1;
    for j=1:5
        fre(i,salto:(salto+5))=mont((j+const),3:8);
        salto=salto+6;
    end
    const=const+5;
end
% Se genera un vector con los angulos ordenados segun mont
capa=[285:-15:0,345:-15:300];
for i=1:24
    fre(i,31)=capa(i)';
end

% Se ordenan las frecuencias en orden creciente de angulos de viento
frecuencia=sortrows(fre(:, :),31);
frecuencia(:,31)=[];

clear i* j fmon* fpun* c* fre
```

Generacion de Grilla de receptores y matrices para alojar los valores de concentraciones

```
function
[conc_24dir,puntos,datos,frecuencia,conc_lim,coordenadas]=conc_bacterias
% Modulo encargado de generar las plumas

generar_receptores; % generacion de la grilla de receptores
[vel_sed datos]=vel_sed_datos;
wp=vel_sed;
load u.mat;
load coef_hefec.mat;
load a.mat;
load b.mat;
load c.mat;
load d.mat;
gr = 9.8;

[fpuntos cpuntos caaa]=size(puntos);
angulos=0:15:345;
angulo_rot=0;
fa_logico=datos(22,1);
velsed_logico=datos(25,1);
param_dispersion=datos(26,1);
[ni,coordenadas,q,z,t,T,conc_lim,hc,dc,tsg,vsg,conc_fondo,f_bac,dt,fb,fm]
=crear_m_emisores;% creacion de emisores para fuente de area
conc_24dir=zeros(fpuntos,cpuntos,30,24);
% Pluma generica
[conc
xxyy]=pluma_gaussiana(angulo_rot,z,T,hc,dc,t,tsg,vsg,q,a,b,c,d,u,coef_hef
ec,xsd,dx,dist_int,conc_lim,conc_fondo,dt,fb,fm,wp,f_bac,fa_logico,velsed
_logico,param_dispersion);
    for i=1:length(angulos)
        ang_rot=angulos(i);
        x_0=0;y_0=0;
        [x_0,y_0]=rot_pluma(xxyy,ang_rot); % Rotacion de la pluma
generica
        dir=i;
        [concdir]=asignar(puntos,x_0,y_0,conc,frecuencia,dir);
        conc_24dir(:, :, :, dir)=concdir(:, :, :)+conc_24dir(:, :, :, dir);
    end
end
```

Fuente área

```
function
[ni,coordenadas,Qi,z,t,T,conc_lim,hc,dc,tsg,vsg,conc_fondo,f_bac,dt,fb,fm]
=crear_m_emisores

load np.txt
for p=1:np
datos(:,p)=load(sprintf('datosentrada%d.txt',p));
end
z= datos(1);           % altura receptor
t=datos(2);           % (t) cantidad de términos de la ecuación gaussiana
de 1 a 4
T= datos(3);          % Temperatura ambiente [°K]
conc_lim=datos(4);    % mg/m3
hc = datos(5);        % Altura de la chimenea [m]
```

```

dc=datos(6);           % Diametro de la chimenea [m]
tsg=datos(7);         % Temperatura de salida de los gases [°K]
vsg=datos(8);         % Velocidad de salida de gases [m/s]
conc_fondo=datos(13); % Valor promedio anual [mg/m3]
q = datos(9);         % Caudal

f_bac=datos(16);
%grilla de emisores
dxi=datos(22);
a_as=datos(23);
b_as=datos(24);

if dxi~=0 % si la discretizacion de la fuente de area es distinto de 0
    ni=(a_as/dxi)*(b_as/dxi);
    Qi=q/ni; % el valor de cada emisor devuelve este valor si es fuente
    xxi=(dxi-a_as)/2:dxi:(a_as+dxi)/2;
    yyi=(dxi-b_as)/2:dxi:(b_as+dxi)/2;
    reng=0;
    for na=1:(a_as/dxi)
        for nb=1:(b_as/dxi)
            reng=1+reng;
            coordenadas(reng,1)=xxi(na);
            coordenadas(reng,2)=yyi(nb);
        end
    end
end

else % si la discretizacion de la fuente de area es 0 se toma como fuente
puntual
    ni=1; %una sola fuente
    Qi=q; % caudal igual al original
    coordenadas=[0 0];
end

dt=tsg-T;
fb=9.8*vsg*(dc^2)*(dt)/(4*tsg);
fm=vsg^2*dc^2*T/(4*tsg);

```

Cálculo de altura de capa de inversión térmica o capa de mezcla

```
function h=altura_capa_mezcla(k,z,u,gr,T)
% Se busco en la bibliografia material acerca del calculo de capa de
% mezcla.
% Debido a la falta de datos reales necesarios en los modelos,se adopta
el
% cálculo de este parámetro para condiciones estables y de aplica a todas
las
% estabilidades.
% En la carpeta pmores/2008/modelo_gaussiano/2008/modelos hay una tesis
(hm_muybueno)
% que se podria llegar a utilizar para implementar un modelo. Se cuenta
con
% una tabla que tiene para cada vel de viento e indice de radiacion (NR),
la
% esbilidad corespondiente. Se armó una tabla (U-E-NR) para
% implementar el modelo (la tabla se llama radiacion.xls y esta en el
% directorio del modelo gaussiano. Los datos se sacaron de una tabla que
% esta en la pagina 6-22 del estudio de impacto ambiental de la central
% Sorrento)
alpha=0.35;
% omega=7.2722e-005;%2*pi/86400;%velocidad de rotacion de la tierra
% phi=32.67;%latitud del lugar en grados
% f=abs(2*omega*0.5398);% *sind(phi)) reemplazado por el valor;
% reemplazamos para ahorrar calculo
f=7.8511e-005;
zref=10;
uref=u;
uf=0.4*uref/log(zref/z);
h=alpha*uf/f;

% h=0.35*(0.4*u/log(10/z))/7.8511e-005;
```

Cálculo de velocidad de sedimentación (opcional)

```
function [vel_sed datos ]=vel_sed_datos
%Cargar el número de particulas a simular y las datos de entrada
generados
%en STRRAP
np=load('np.txt');
for p=1:np
datos(:,p)=load(sprintf('datosentrada%d.txt',p)); %Datos obtenidos desde
el STRRAP
end
roa = datos(18,1); % Densidad del aire [kg/m^3]
mua = datos(19,1); % Viscosidad del aire [kg/m.s]
pma=28.964e-3; % Masa molar promedio del aire [Kg/mol]
pma2=pma/6.023e23; % Masa molar promedio del aire [Kg/molecula]
% Datos de la partícula
T= datos(3,1); % Temperatura ambiente [°K]
rop = datos(20,1); % Densidad de las partículas [kg/m^3]
gr = 9.8; % Aceleración de la gravedad [m/s^2]
for p=1:np
dp1(p)=datos(21,p); % Diametro equivalente de la particula
[micrometros]
dp(p) =dp1(p)*1e-6; % Diametro de la particula [m]

%-----
--
%Calculo de la velocidad de sedimentacion
```

```

vts=(gr*(dp(p)^2)*(rop-roa)/(18*mua));
Res= roa*vts*(dp(p))/mua;
if dp1(p)>=0.1 && dp1(p)<16 && Res<=0.1
    ru= 1.3804e-23; %
    Constante de BOLTZMANN en Joule/ molecula °K
    um=(8*ru*T/(pi*pma2))^0.5; %
    Velocidad molecular media m/s
    rlm= mua/(0.499*roa*um); %
    Recorrido libre medio en m
    kc=1+((2*rlm/dp(p))*(1.257+0.4*exp(-0.55*dp(p)/rlm))); % Factor
de correccion de Cunningham
    vt3=vts*kc;
    wp(p)=vt3;
elseif 0.1>=Res && dp1(p)>=16
    wp(p)=vts;
elseif Res>0.1 && Res<=1000
    Re= Res;
    Cd1=(24/Re)*(1+0.14*(Re^0.7));
    vt1=(((4/3)*dp(p)*rop*gr)/(Cd1*roa))^(1/2);
    Re1= roa*vt1*dp(p)/mua;
    error=((Re1-Re)*100/Re);
    while abs(error)>0.02
        Cd2=(24/Re1)*(1+0.14*(Re1^0.7));
        vt2=vt1*((Cd1/Cd2)^(1/2));
        Re2=roa*vt2*dp(p)/mua;
        error=((Re2-Re1)*100/Re1);
        if Re2>1000
            break
        end
        Re1=Re2;
    end
    wp(p)=vt2;
elseif Res>1000 && Res<350000
    cd4=0.44;
    vt4= 1.73*((gr*dp(p)*(rop-roa)/roa*cd4)^(1/2));
    wp(p)=vt4;
else
    disp('Los valores ingresados estan fuera del intervalo de
aplicabilidad de la simulacion.')
    disp('Ha finalizado la aplicación.')
    return
end
vel_sed(p)=[wp(p)];
end

```

Cálculo de concentraciones: Modelo Gaussiano, para una dirección de viento

```
function [conc
xxyy]=pluma_gaussiana(angulo_rot,z,T,hc,dc,t,tsg,vsg,q,a,b,c,d,u,coef_hef
ec,xsd,dx,dist_int,conc_lim,conc_fondo,dt,fb,fb,wp,f_bac,fa_logico,velsed
_logico,param_dispersion)
angulo_rot=0;
%% Modelo de dispersion gaussiana
% Calculamos las distancias (downwind y crosswind) a discretizar en el
ángulo considerado.
x=dx/2:(dx/2):(sqrt(2)*xsd);
x=x';
y=sort([(-x(end:-1:1));0;x]);

lx=length(x);
[ly]=length(y);
xxyy=zeros(lx*ly,2);
conc=zeros(lx*ly,30);
gr=9.8;
hef=hc;
if param_dispersion==1
elseif param_dispersion==2

%parametros de los coeficientes de dispersion, pero no son utilizados
estos se utilizan a.mat b.mat ...
a=[1.38 1 0.71 .5 .33 .27 1.38 1 0.71 .5 .33 .27 1.38 1 0.71 .5 .33 .27
1.38 1 0.71 .5 .33 .27 1.38 1 0.71 .5 .33 .27];
b=[0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76
0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76 0.76
0.76 0.76 0.76];
c=[.32 .68 .96 1.32 1.98 2.28 .32 .68 .96 1.32 1.98 2.28 .32 .68 .96
1.32 1.98 2.28 .32 .68 .96 1.32 1.98 2.28 .32 .68 .96 1.32 1.98 2.28];
d=[.95 .81 .67 .53 .39 .31 .95 .81 .67 .53 .39 .31 .95 .81 .67 .53 .39
.31 .95 .81 .67 .53 .39 .31 .95 .81 .67 .53 .39 .31];
elseif param_dispersion==3
% EPA useer guide for industrial sources complex isc3 dispersion model
aa=[24.1670 18.3330 12.5 8.333 6.25 4.1667 24.1670 18.3330 12.5
8.333 6.25 4.1667 24.1670 18.3330 12.5 8.333 6.25 4.1667 24.1670
18.3330 12.5 8.333 6.25 4.1667 24.1670 18.3330 12.5 8.333 6.25
4.1667];
bb=[2.5334 1.8096 1.0857 0.72382 0.54287 0.36191 2.5334 1.8096 1.0857
0.72382 0.54287 0.36191 2.5334 1.8096 1.0857 0.72382 0.54287 0.36191
2.5334 1.8096 1.0857 0.72382 0.54287 0.36191 2.5334 1.8096 1.0857
0.72382 0.54287 0.36191 ];
end
%% pasquil-gifford pagina 226 de atmospheric motion and air pollution
% a=[0.2658 0.2751 0.2089 0.1474 0.1046 0.0722 0.2658 0.2751 0.2089
0.1474 0.1046 0.0722 0.2658 0.2751 0.2089 0.1474 0.1046 0.0722 0.2658
0.2751 0.2089 0.1474 0.1046 0.0722 0.2658 0.2751 0.2089 0.1474 0.1046
0.0722 ];
% b=[0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031
0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031
0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031 0.9031
0.9031 ];
% c=[2.5e-4 1.9e-3 0.20 0.30 0.40 0.20 2.5e-4 1.9e-3 0.20 0.30 0.40
0.20 2.5e-4 1.9e-3 0.20 0.30 0.40 0.20 2.5e-4 1.9e-3 0.20 0.30 0.40 0.20
2.5e-4 1.9e-3 0.20 0.30 0.40 0.20 ];
% d=[2.1250 1.6021 0.8543 0.6532 0.6021 0.6020 2.1250 1.6021 0.8543
0.6532 0.6021 0.6020 2.1250 1.6021 0.8543 0.6532 0.6021 0.6020 2.1250
1.6021 0.8543 0.6532 0.6021 0.6020 2.1250 1.6021 0.8543 0.6532 0.6021
0.6020 ];
```

```

%      c_prim=[0 0 0.5742 0.9605 2.1250 2.1820 0 0 0.5742 0.9605 2.1250
2.1820 0 0 0.5742 0.9605 2.1250 2.1820 0 0 0.5742 0.9605 2.1250 2.1820 0
0 0.5742 0.9605 2.1250 2.1820 ];
%      d_prim=[0 0 0.7160 0.5409 0.3979 0.3310 0 0 0.7160 0.5409 0.3979
0.3310 0 0 0.7160 0.5409 0.3979 0.3310 0 0 0.7160 0.5409 0.3979 0.3310 0
0 0.7160 0.5409 0.3979 0.3310 ];
%%

reng=0;
for i=1:lx
    for j=1:ly
        reng=reng+1;
        xxyy(reng,[1 2])=[x(i),y(j)];
    end
end

%% fuente area
if fa_logico==0
    for k=1:30
        us=u(k)*(hc/10)^coef_hefec(k);% velocidad del viento a la altura de
la chimenea
        h_inv=altura_capa_mezcla(k,z,us);
        for i=1:reng
            % altura efectiva de la chimenea
            xx=xxyy(i,1);
            yy=xxyy(i,2);
            hef=altura_efectiva(tsg,gr,vsg,T,dc,hc,us,xx,k,dt,fb,fb);
            hef(hef<0)=0;
%           H=hc-(wp.*xx./us);
            if velsed_logico==1
                %disp('velsed')
                H=hef-(wp.*xx./us);
            else
                H=hef;
            end
            if param_dispersion==3
                simz=(sel_para(k,xx/1000));
                simy=(465.11628*xx*tan(0.017453293*(aa(k)-
bb(k)*log(xx/1000))));
                %condicion de que la altura de la chimenea no puede ser negativa
                elseif param_dispersion~=3
%                 disp('pasquill o el otro')
                simy =(a(k).*((xx).^(b(k))));
                simz = (c(k).*((xx).^(d(k))));
            end
            H(H<0)=0;
%         for j=1:ly;
%             yy=y(j);
%             yy=y;
%             if H<h_inv;
%                 reng=reng+1
%                 s=0;
%                 for jj=1:t % reflexion no usado en particulado
%                     H1=z-(2*jj*h_inv-hef);
%                     H2=z+(2*jj*h_inv-hef);
%                     H3=z-(2*jj*h_inv+hef);
%                     H4=z+(2*jj*h_inv+hef);
%                     s=s+exp(-0.5*(H1/simz)^2)+exp(-
0.5*(H2/simz)^2)+exp(-0.5*(H3/simz)^2+exp(-0.5*(H4/simz)^2));
%                 end
%% pluma gaussiana sin reflexion y con velocidad de sedimentacion

```



```

M=q./(2*pi*us*simy*simz);
e1=exp(-0.5*((yy)/simy)^2);
e2=exp(-0.5*((z-H)/simz)^2);
    e_caida_mic=exp(-f_bac*xx/us); % se agrego el signo menos
conc(i,k)=M*e1*e2*e_caida_mic;
end
end

%% fuente puntual
else
    for k=1:30
        us=u(k);
        for i=1:reng
            % altura efectiva de la chimenea
            % hef=altura_efectiva(tsg,gr,vsg,T,dc,hc,us,x,k,dt,fb,fm);
            % hef(hef<0)=0;
            % caida de la altura de la chimenea por sedimentacion
                xx=xxyy(i,1);
                yy=xxyy(i,2);
            if velsed_logico==1
                H=hc-(wp.*xx./us);
            else
                H=hc;
            end
            if param_dispersion==3
                simz=(sel_para(k,xx/1000));
                simy=(465.11628*xx*tan(0.017453293*(aa(k)-
bb(k)*log(xx/1000))));
            elseif param_dispersion~=3
                simy=(a(k).*(xx).^(b(k)));
                simz=(c(k).*(xx).^(d(k)));
            end
            H(H<0)=0;

% for j=1:ly;
% yy=y(j);
% yy=y;
% if H<h_inv;
% reng=reng+1
% s=0;
% for jj=1:t % reflexion no usado en particulado
% H1=z-(2*jj*h_inv-hef);
% H2=z+(2*jj*h_inv-hef);
% H3=z-(2*jj*h_inv+hef);
% H4=z+(2*jj*h_inv+hef);
% s=s+exp(-0.5*(H1/simz)^2)+exp(-
0.5*(H2/simz)^2)+exp(-0.5*(H3/simz)^2)+exp(-0.5*(H4/simz)^2);
% end
%% pluma gaussiana sin reflexion y con velocidad de sedimentacion
%
M=q./(2*pi*us*simy*simz);
e1=exp(-0.5*((yy)/simy)^2);
e2=exp(-0.5*((z-H)/simz)^2);
    e_caida_mic=exp(-f_bac*xx/us); % se agrego el signo menos
conc(i,k)=M*e1*e2*e_caida_mic;
end
end
end

```

Rotación de pluma Gaussiana para todas las direcciones de viento

```
function [xx yy]=rot_pluma(xxyy,ang),coord)
% Modulo para rotar la pluma generica para las distintas direcciones del
% viento

[reng lll]=size(xxyy);
xx=zeros(reng,1);
yy=zeros(reng,1);
for i=1:reng
xx(i)= xxyy(i,1)*cosd(ang)-xxyy(i,2)*sind(ang);
yy(i)= xxyy(i,1)*sind(ang)+xxyy(i,2)*cosd(ang);
end
```

Asignación de valores (archivo asignar)

```
function [concdir]=asignar(puntos,x_n,y_n,concn,frecuencia,dir)
% Modulo que ubica los valores de concentracion para cada punto de la
pluma,
% en el punto correspondiente de la grilla.

[fx cx]=size(x_n);
[fpuntos cpuntos aa]=size(puntos);
concdir=zeros(fpuntos,cpuntos,30);

% eliminacion de valores incesarios (valores que caen fuera de la
grilla)
for i=1:fx
[adsfg x_ind]=min(abs(x_n(i)- puntos(1,:,1)));
[adsfg y_ind]=min(abs(y_n(i)- puntos(:,1,2)));
concdir(x_ind,y_ind,1:30)=concn(i,1:30);
end
```

Cálculos estadísticos (90 percentil de concentraciones)

```
function
[puntos,conc_90,gradiente,pmed,frec_DDDD,frec_supera_salud,coordenadas]=e
stadistica_bacterias
% Modulo de calculos estadisticos
[conc_24dir,puntos,datos,frec_24dir,conc_lim,coordenadas]=conc_bacterias;
[fcdddd,ccdddd,capa_cdddd,cap24]=size(conc_24dir);
% Se arma la matriz conc_DDDD que contiene 30*24 capas de concentracion
% en correspondencia con los puntos de la grilla de receptores.
conc_DDDD_preac=zeros(fcdddd,ccdddd,30*24);
for m=1:24
conc_DDDD_preac(:,:(30*m-30+1):30*m,1)=conc_24dir(:,:(1:30,m));
end

clear conc_24dir
[ni_basss]=size(coordenadas);

[conc_24dir_sub_e]=moverpluma_y_ac(puntos,conc_DDDD_preac,coordenadas,ni)
;
conc_24dir_sub_e=conc_24dir_sub_e+datos(13,1);
[fcdddd,ccdddd,capa_cdddd]=size(conc_24dir_sub_e);

% Busca el maximo para armar los intervalos. Si el maximo es cero no se
ha
% superado el criterio de salud en ningun punto por lo que no se sigue
con
% los clculos para ese criterio
max_conc=max(max(max(max(conc_24dir_sub_e(:, :, :, :)))));

if max_conc>0;

bas=conc_24dir_sub_e;
bas(bas==0)=[];
min_conc=min(min(min(bas)));

%% Genera los intervalos y puntos medios de concentracin

int=ceil(0.5*(max_conc-min_conc)/(conc_lim-min_conc) ) ;
rango=(max_conc-min_conc)/int;
pmed=linspace(min_conc+(rango/2),max_conc-(rango/2),int);

% int=200;
% rango=(max_conc-min_conc)./int;
% intervalos=min_conc:rango:max_conc;
% pmed=zeros(1,int);
% for i=1:int
% pmed(i)=(intervalos(i)+intervalos(i+1))./2;
% end

gradiente=linspace(min_conc,max_conc,50);

for i=1:fcdddd
for j=1:ccdddd
for k=1:capa_cdddd
[mini_pos]=min(abs((conc_24dir_sub_e(i,j,k)-pmed)));
```

```

        conc_24dir_sub_e(i,j,k)=pmed(pos);
    end
end
end

lista=frec_24dir';lista=lista(:);
frec_DDDD=ones(fcdddd,ccdddd,720);
for i=1:720
    frec_DDDD(:, :, i)=lista(i);
end
[conc_90]=perc_90(conc_24dir_sub_e,frec_DDDD,conc_lim);
conc_90(conc_90<conc_lim)=datos(13,1);
frec_supera_salud=zeros(fcdddd,ccdddd);

for i=1:fcdddd
    for j=1:ccdddd
        for k=1:capa_cdddd
            if conc_24dir_sub_e(i,j,k)>=conc_lim
                frec_supera_salud(i,j)=frec_supera_salud(i,j)+frec_DDDD(i,j,k);
            end
        end
    end
end
else
    disp('No se ha superado el criterio de salud')
    pmed=zeros(1,15);
end
end

```

```

function [conc]=moverpluma_y_ac(puntos,conc_noacum,coordenadas,ni)
[fc cc zc]=size(conc_noacum);
conc=zeros(fc,cc,zc);
for ne_fuente=1:ni
    coord=coordenadas(ne_fuente,:);
    mediagrilla=length(puntos)/2;
    [adsfg x_ind]=min(abs(coord(1)- puntos(1, :, 1)));
    [adsfg y_ind]=min(abs(coord(2)- puntos(:, 1, 2)));
    x_ind=mediagrilla-x_ind;
    y_ind=mediagrilla-y_ind;
    pre=zeros(fc,cc,zc);
    if coord(1)==0 && coord(2)==0
        pre=conc_noacum;
        conc=pre+conc;
    else
        if x_ind<0
            if y_ind<0
                pre(1:end-(-x_ind),1:end-(-y_ind),:)=conc_noacum(-
x_ind+1:end,-y_ind+1:end,:);
                % pre(fc-(-x_ind):fc, :, :)=zeros(abs(x_ind),cc,zc)
                % pre(:,cc-(-y_ind):cc, :)=zeros(fc,abs(y_ind),zc)
                % pre(fc-(-x_ind):fc, :, :)=0;
                % pre(:,cc-(-y_ind):cc, :)=0;
            elseif y_ind>0
                pre(1:end-(-x_ind),y_ind+1:end,:)=conc_noacum(-
x_ind+1:end,1:end-y_ind,:);
                % pre(fc-(-x_ind):fc, :, :)=0;
                % pre(:,1:y_ind, :)=0;
            elseif y_ind==0

```

```

        pre(1:end-(-x_ind),:,:)=conc_noacum(-x_ind+1:end,:,:);
%       pre(fc-(-x_ind):fc,:,:)=0;
    end
    elseif x_ind>0
        if y_ind<0
            pre(1+x_ind:end,1:end-(-y_ind),:)=conc_noacum(1:end-
x_ind,-y_ind+1:end,:);
%       pre(x_ind:end,(1:end-(-y_ind),:)=conc_noacum(1:end-
x_ind,(-y_ind+1:end),:);
%       pre(1:x_ind,:,:)=0;
%       pre(:,cc-(-y_ind):cc,:)=0;
        elseif y_ind>0
            pre(x_ind+1:end,y_ind+1:end,:)=conc_noacum(1:end-
x_ind,1:end-y_ind,:);
%       pre(1:x_ind,:,:)=0;
%       pre(:,1:y_ind,:)=0;
        elseif y_ind==0
            pre(x_ind+1:end,:,:)=conc_noacum(1:end-x_ind,:,:);
%       pre(1:x_ind,:,:)=0;
        end
    elseif x_ind==0
        if y_ind<0
            pre(:,1:end-(-y_ind),:)=conc_noacum(:, -y_ind+1:end,:);
        elseif y_ind>0
            pre(:,1+y_ind:end,:)=conc_noacum(:, 1:end-y_ind,:);
        elseif y_ind==0
            pre=conc_noacum;
        end
    end
    conc=conc+pre;
end
end

```

```

function [conc_90]=perc_90(conc_DDDD,frec_DDDD,conc_lim)
% Calculamos la concentracion del 90 percentil en función de la cantidad
de
% veces que se ha superado el criterio de salud.

% Se arma una lista para cada punto receptor de
% concentracion-frecuencia-frecuencia relativa, se ordena de segun
% concentraciones crecientes, y se acumula la frecuencia relativa. Luego
se
% busca la fila en la que la frecuencia relativa acumulada es mayor o
igual
% al 90%. Ese valor de concentracion se guarda en conc_90.

% Se descarto el calculo del 90 percentil en funcion de la frecuencia
total
% de ocurrencia (que considera las concentraciones nulas) ya que no se
% obtienen resultados (el valor del 90 percentil para todos los
receptores
% es 0, ya que es el numero que mas se repite). Hay que verificar que
% criterio se adopto en el modulo de material particulado.

np=1;
for p=1:np
datos(:,p)=load(sprintf('datosentrada%d.txt',p));

```

```

end
% Cantidad de simulaciones. A mayor número de simulaciones la
distribución
% se aproxima a la distribución original.
simu = datos(10,1);

[sf cf capaf]=size(frec_DDDD);
conc_90=zeros(sf,cf);
for i=1:sf
    for j=1:cf
        clear conc_frec_25 conc_frec_ord_25 sumacum
        conc_frec_25=[0 0];
        l=1;
        for k=1:720
            if conc_DDDD(i,j,k)>=conc_lim
                conc_frec_25(l,1)=conc_DDDD(i,j,k);
                conc_frec_25(l,2)=frec_DDDD(i,j,k);
                l=l+1;
            end
        end
        total_superacion=sum(conc_frec_25(:,2));
        if total_superacion==0
            conc_90(i,j)=0;
        else
            conc_frec_25(:,3)=conc_frec_25(:,2)./total_superacion;
            conc_frec_ord_25=sortrows(conc_frec_25,1);
            conc_frec_ord_25(:,4)=cumsum(conc_frec_ord_25(:,3));
            [qw ind]=min(abs(conc_frec_ord_25(:,4)-0.9));
            conc_90(i,j)=conc_frec_ord_25(ind,1);
        end
    end
end
end

```