

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO
FACULTAD DE QUIMICA

METODOS Y TRATAMIENTOS PARA LOS
DESPERDICIOS DE MATERIAS RADIATIVAS

254

T E S I S
QUE PARA OBTENER
EL TITULO DE:
INGENIERO QUIMICO
PRESENTA
ENRIQUE NAKAKAWA BANDO



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

LAB _____
ABO. Tesis
FECHA 1975
PROC. 148 244
Mt



JURADO ASIGNADO
ORIGINALMENTE
SEGUN EL TEMA.

PRESIDENTE

M. B.

VOCAL

[Signature]

SECRETARIO

[Signature]

1er. SUPLENTE

[Signature]

2do. SUPLENTE

[Signature]

SITIO DONDE SE DESARROLLO EL TEMA: CENTRO DE ESTUDIOS NUCLEARES
DE LA UNAM.

NOMBRE COMPLETO Y FIRMA DEL SUSTENTANTE:

[Signature]

NAKAKAWA BANDO ENRIQUE.

NOMBRE COMPLETO Y FIRMA DEL ASESOR DEL TEMA:

[Signature]

ING. MANUEL NAVARRETE TEJERO.

A MIS PADRES, MI ESPOSA E HIJOS, FAMILIARES,
MAESTROS, A MI INOLVIDABLE FACULTAD DE QUIMICA, ASI
COMO PARA TODAS LAS PERSONAS QUE INTERVINIERON EN LA
REALIZACION DEL PRESENTE TRABAJO, CON MI MAS SINCERO
AFECTO Y ETERNA GRATITUD.

I N D I C E

LISTA DE CUADROS:

	Página
TABLA No.1 Máxima concentración permisible de isótopos radiactivos por la I.C.R.P.(International Commission on Radiological Protection). ...	1
CUADRO No.2.3 Lechos de resinas de intercambio iónico ..	vi
CUADRO No.3.1-2 Etapa preliminar y extracción del reproceso del combustible.	vii
CUADRO No.3.1-3 Especificación de niveles radiactivos..	viii
CUADRO No.3.2 Cuadro comparativo de las características de los métodos de solidificación	ix
CUADRO No.4.2 b Clasificación de las sustancias que inducen la floculación	x

LISTA DE ILUSTRACIONES:

DIBUJO No.1.1 PWR (Press Water Reactor).	A
DIBUJO No.1.2 BWR (Boiling Water Reactor).	B
DIAGRAMA No.2.1 Instalación experimental del evaporador de película descendente.	C
FIGURA No.2.2 a Separador de arrastre Swenson	CH
FIGURA No.2.2 b Separador centrífugo de arrastre	D
DIAGRAMA No.2.5 Diagrama de flujo del método congelación-descongelación.	E

DIAGRAMA No.3.1	Reproceso del combustible nuclear utilizado y sus tratamientos anexos.	F
DIAGRAMA No.3.2-C.1	Calcinación "lecho fluidizado"	G
DIAGRAMA No.6.2 A	Trayectoria de los radioisótopos	H
DIBUJO No.7	Tanque sub-terráneo de reposo para las aguas residuales.	I
DIBUJO No.10	Torre de calcinación lecho fluidizado	J
DIAGRAMA No.11	Calcinación en lecho fluidizado (combustión directa).	K
DIAGRAMA No.14	Instalación experimental del método de solidificación por calcinación "rocío" ..	L
DIAGRAMA No.15	Instalación del método de solidificación por calcinación "pote" (semi-contínuo)	M
DIAGRAMA No.17	Proceso del vidrio fosfatado.	N
DIAGRAMA No.19	Diagrama de solidificación vidrio fosfatado.	Ñ
DIAGRAMA No.20	Proceso del vidrio bórax.	O
DIAGRAMA No.24	Solidificación "mezclado dentro del tambor"	P
DIAGRAMA No.25	Método: Solidificación en asfalto.	Q
DIAGRAMA No.26	Método de la Planta Marcoule: Instalación para la solidificación en asfalto con sustancias que inducen la floculación.	R

DIAGRAMA No.27	Método ORNL.	S
DIAGRAMA No.28	Método de incineración.	T
DIBUJO No.29	Prensa tipo vertical.	U
DIBUJO No.30	Prensa tipo horizontal.	V
DIBUJO No.31	Sistema de almacenamiento de NRTS de con- centraciones granuladas de residuos radiac- tivos.	W
DIBUJO No.32	Almacenamiento de residuos radiactivos en minas de sal abandonadas.	X
DIBUJO No.33	Liberación de residuos radiactivos en capas terrestres.	Y
DIBUJO No.34	Almacenamiento de aguas residuales radiac- tivas en túnel.	Z

-o-

1.	INTRODUCCION.	1
2.	METODOS DE CONCENTRACION PARA LAS AGUAS RESIDUALES RADIATIVAS.	5
2.1	EVAPORACION.	5
2.2	PROBLEMAS EN LA EVAPORACION.	7
	a).- ARRASTRES.	7
	b).- BURBUJAS.	8
	c).- INCRUSTACIONES.	10

d).- CORROSIONES.	11
e).- EXPLOSIONES.	12
2.3 METODO DE INTERCAMBIO IONICO.	13
2.4 SEDIMENTACION.	15
2.5 CONGELACION-DESCONGELACION.	19
3. METODOS Y TRATAMIENTOS PARA LOS DESPERDICIOS DE	
ALTO NIVEL RADIOACTIVO.	22
3.1 REPROCESO DEL COMBUSTIBLE NUCLEAR.	22
3.2 SOLIDIFICACION.	29
A.- VENTAJAS Y SU CLASIFICACION.	29
B.- PUNTOS COMUNES Y SUS PROBLEMAS.	32
C.- METODO DE CALCINACION "LECHO FLUIDIZADO".	34
a).- GAS FLUIDIZANTE.	35
b).- ABASTECIMIENTO CALORIFICO.	35
c).- VOLATILIDAD DEL RUTENIO.	35
d).- CRECIMIENTO DE LAS PARTICULAS EN	
EL LECHO FLUIDIZADO.	36
e).- CARACTERISTICAS DEL METODO CALCINA-	
CION "LECHO FLUIDIZADO".	37
f).- SITUACIONES Y ESTADOS DE AVANCE DE	
LAS INVESTIGACIONES.	38
D. CALCINACION "ROCIO".	40
E. CALCINACION "POTE".	42

F.	SOLIDIFICACION "VIDRIO".	44
a).	VIDRIO FOSFATADO.	45
b).	VIDRIO BORAX.	46
c).	VIDRIO SIENITA NEBULOSA.	48
4.	METODOS Y TRATAMIENTOS PARA DESPERDICIOS DE MEDIANO Y BAJO NIVEL RADIOACTIVO.	50
4.1	PREFACIO.	50
4.2	METODOS DE SOLIDIFICACION.	51
A.-	SOLIDIFICACION EN CEMENTO.	52
a).	MEZCLADO DENTRO DEL TAMBOR.	53
b).	MEZCLADO FUERA DEL TAMBOR.	54
B.-	SOLIDIFICACION EN ASFALTO.	55
a).	SISTEMA MOL.	57
b).	SISTEMA MARCOULE.	58
c).	SISTEMA ORNL.	59
5.	METODOS Y TRATAMIENTOS PARA LOS DESPERDICIOS RADI- ACTIVOS SOLIDOS.	61
5.1	INCINERACION.	62
5.2	COMPRESION.	64
6.	ALMACENAMIENTOS.	69
6.1	OBJETIVO PRINCIPAL Y SUS METODOS,	69
6.2	ALMACENAMIENTOS TERRESTRES.	70

A.-	ALMACENAMIENTOS ARTIFICIALES.	71
a).-	ALMACENES O DEPOSITOS.	72
b).-	TANQUES DE REPOSO.	73
c).-	CONSERVACIONES EN TUNEL.	76
d).-	ALMACENAMIENTOS O CONSERVACIONES EN MINAS ABANDONADAS.	77
B.-	ALMACENAMIENTOS NATURALES	81
a).-	ENTIERROS.	81
b).-	LIBERACIONES EN CAPAS TERRESTRES...	83
c).-	LIBERACIONES TERRESTRES POR INFIL- TRACION.	84
6.3	ABANDONOS MARITIMOS.	86
A.-	RECIPIENTES PARA ABANDONOS MARITIMOS. ...	87
a).-	RECIPIENTES SELLADOS HERMETICAMENTE CON RESISTENCIA A ALTAS PRESIONES..	88
b).-	RECIPIENTES CON RESISTENCIA A ALTAS PRESIONES CON LA COLABORACION DEL ESTADO CONSISTENTE DEL CONTENIDO...	89
c).-	RECIPIENTES CON DISEÑO O CON DISPO- SITIVO PARA CONTROLAR LAS ALTAS PRESIONES.	90

7.	PLANTA NUCLEOELECTRICA EN MEXICO.	92
7.1	DESCRIPCION DEL PROYECTO.	92
7.2	SISTEMA DE CONTROL DE DESECHOS RADIACTIVOS. ..	93
7.21	SISTEMA PARA DESECHOS RADIACTIVOS GASEOSOS.	93
7.22	SISTEMA PARA DESECHOS RADIACTIVOS LIQUIDOS.	93
7.23	SISTEMA PARA DESECHOS RADIACTIVOS SOLIDOS.	94
8.	CONCLUSION.	96
9.	BIBLIOGRAFIA.	101

1. INTRODUCCION.

Existe una enorme expectativa en el siglo actual de reemplazar los energéticos petrificados por la energía nuclear. Puesto que en la presente época las actividades a base de energía nuclear aún no pueden ser consideradas como de gran escala comparadas con otras índoles de industrias, por su mismo reducido campo de acción y gracias a las medidas de protección que se aplican, afortunadamente los graves problemas ocasionados por la contaminación ambiental debidos a los desperdicios radiactivos son realmente escasos. Sin embargo, para un futuro próximo, se estima un incremento muy considerable de dichas actividades en las cuales obviamente en forma proporcional aparecerá el inevitable aumento de desechos radiactivos con serias amenazas de perjuicios públicos.

Razón por la cual, desde el presente debe considerarse de imperiosa necesidad, el planear y proyectar medidas adecuadas, que contrarresten el lado negativo de la energía nuclear que promete en su lado positivo infinidad de beneficios.

Con respecto a los daños y perjuicios, se cita al

90 Sr con vida media de 27.7 años y que emite partículas β^- , el cual al penetrar en el cuerpo humano se acumula en el sistema óseo, considerándose como uno de los de mayor peligrosidad. El ^{85}Kr aunque su peligrosidad no es tan alta como el primero, en vista de que no es químicamente activo, se dificulta su separación y por ende su eliminación. El tritio (^3H), aún cuando su grado de peligrosidad tampoco es excesivamente alto, encontrándose en el agua, su separación resulta sumamente difícil. Los mencionados radioisótopos y muchos más, inconscientemente se acumulan en varios medios originando serios y graves perjuicios. Lamentablemente los conocimientos médicos contemporáneos relativos son escasos e insuficientes.

En la tabla No.1 se anotan las máximas concentraciones permisibles en el aire y en el agua de los principales radioisótopos establecidas por I. C. R. P. (International Commission on Radiological Protection) como referencia.

Las principales fuentes u orígenes de los desperdicios o residuos radiactivos son: Las plantas de reproceso del combustible nuclear utilizado, las plantas nucleo-

eléctricas, los centros de investigaciones nucleares, las plantas o instituciones que utilizan radioisótopos, etc.]

Entre ellos, por lo general, el primero (las plantas de reproceso del combustible consumido) es el que produce desperdicios de mayor grado radiactivo. La cantidad de residuos radiactivos que provienen de las plantas nucleoeeléctricas que utilizan reactores tipos PWR(Press water Reactor) y BWR (Boiling Water Reactor) (Dibujos Nos.1.1 y 1.2), tiende a ser directamente proporcional a la cantidad de energía que genera el reactor.

Los desechos radiactivos pueden ser clasificados en tres grupos según su grado o nivel radiactivo: (1) Bajo. (2) Mediano. (3) Alto. Este último (3), como se ha comentado con anterioridad, principalmente se origina en la primera fase del reproceso del combustible nuclear utilizado y los de mediano y bajo nivel en las plantas nucleoeeléctricas, centros de investigaciones nucleares, etc.

Los citados desperdicios o residuos radiactivos, tomando en consideración tanto el aspecto de seguridad así como el económico y bajo una selección adecuada según sus características, propiedades y condiciones se enfocan a

métodos y tratamientos tales como la evaporación, el intercambio iónico, la sedimentación coagulada, filtración, deshidratación, absorción, incineración, compresión, trituración, corte, concentración, solidificación, etc., con miras a realizar la descontaminación o bien para efectuar el aislamiento de los desperdicios radiactivos por medio de conservaciones o almacenamientos para que no afecten a la existencia humana.

2. METODOS DE CONCENTRACION PARA LAS AGUAS RESIDUALES RADIATIVAS.

2.1 EVAPORACION.

[Consiste en calentar las aguas residuales que contienen materias radiactivas no volátiles para obtener su concentrado al evaporarse el agua.] Se logra conseguir por medio del referido método una gran reducción volumétrica y un alto valor de descontaminación de las aguas residuales. Además, [es posible realizar con relativa facilidad la separación de los radioisótopos no ionizables,] los cuales presentarían una gran dificultad para obtener los mismos resultados utilizando el método de intercambio iónico o el de precipitación coagulada. Es uno de los métodos más usuales por su efectividad y por aspecto práctico, sin embargo, debido a que se requiere una gran cantidad de energía térmica para su realización, los costos de operación resultan bastante elevados, limitándose generalmente a la concentración de las aguas residuales de alto y mediano nivel radiactivo, o bien es utilizado para los casos en que se requiera un alto valor de descontaminación como es exigido en los centros de investigaciones nucleares, plantas nucleo-

eléctricas, laboratorios, instituciones de energía nuclear, etc., con estrictas normas de seguridad.

Se emplean según los requerimientos, evaporación simple, de doble o múltiple efecto, sin o a presión.

Aún cuando existe una infinidad de tipos de ^{los} evaporadores, generalmente se seleccionan bajo las siguientes normas:

- (1) Para aquellas aguas contaminadas que originan pocas burbujas y que difícilmente presentan cristalizaciones o incrustaciones es adecuada la utilización de evaporadores tipo tubos horizontales (comunes o cesta).
- (2) Para las que poseen altas viscosidades, los de circulación forzada, de película ascendente (climbing film), de película descendente (falling film) o de serpentines.
- (3) Para las que presentan cristalizaciones, de circulación forzada, de película ascendente (climbing film), de película descendente (falling film) o bien de serpentines.
- (4) Para las que tienden a producir incrustaciones, de circulación forzada o de serpentines.

- (5) Para las que originan burbujas, los de película descendente (falling film), de película ascendente (climbing film), el común o el horizontal.
- (6) Para las que poseen propiedades corrosivas, es recomendable el evaporador tipo horizontal o el común.

2.2 PROBLEMAS EN LA EVAPORACION.

a).- ARRASTRES.

Cuando las aguas residuales se encuentran en estado de ebullición durante la evaporación, frecuentemente surgen violentas proyecciones de las mismas, al destruirse las películas que forman las burbujas ocasionando que una porción contaminada sea transportada por el vapor de salida. Para evitar dicho inconveniente, se colocan pantallas en el interior y en la parte superior del evaporador con el fin de que las proyecciones choquen contra ellas obligando sus retornos. La fracción de arrastre que aún así logra pasar, es conducida al separador de arrastre Swenson (Figura No.2.2 a), al separador centrífugo de arrastre (Figura No.2.2 b), ciclon, purificador, etc., con el propósito de detener y eliminar las materias contaminantes.

b).- BURBUJAS.

Junto con el problema de arrastres existe el de burbujas en particular [para las aguas residuales radiactivas que contienen coloides, sustancias activas en la superficie, jabones, detergentes, gases, etc. Al producirse las burbujas asciende el nivel de las aguas residuales que se encuentran en evaporación, incrementando los arrastres.] Asimismo, existen casos en que las burbujas se introducen hasta el condensado haciendo descender considerablemente el factor de descontaminación. Por tal motivo, en estos casos surge la necesidad de reducir a menos de la mitad la cantidad normal del proceso.

La estabilidad, propiedades y ^{la} [cantidad de las burbujas, dependen de las concentraciones] o porcentajes de los componentes que se incluyen en las aguas residuales radiactivas, así como influye la [temperatura, presión, pH] etc., de las mismas.

Por ejemplo, [Las aguas residuales radiactivas que contienen tanto sustancias liófilas (hidróxidos, carboxilos o cetonas) como liófobas (grupos fenilo o radicales alquilo) son propensas a producir burbujas.] En cambio, las que con-

tienen sales inorgánicas, regularmente no originan burbujas. Al variar la temperatura de las aguas residuales contaminadas, se altera la viscosidad y la tensión superficial, por consiguiente también varía la estabilidad de las burbujas.

Con bastante eficiencia [se logra evitar] el mencionado e inconveniente [surgimiento de burbujas con la adición de agentes eliminadores de burbujas tales como; silicones, alcoholes, ácidos carboxílicos, ésteres, amidas, etc.] Sobre todo, los silicones demuestran una gran efectividad.

Puesto que [a altas temperaturas disminuye la tensión superficial de las burbujas y a bajas temperaturas desciende la elasticidad, aprovechando dichos comportamientos es posible controlar el surgimiento de burbujas hasta cierto grado, instalando en las paredes interiores del evaporador serpentina que conduzcan vapor para el abastecimiento calorífico, o bien agua de enfriamiento para el abatimiento de temperatura en la zona o nivel donde se producen las burbujas.]

Similarmente, bajando el nivel de las aguas residuales radiactivas en evaporación, al colocar serpentines que abastecen muy altas temperaturas en la zona en donde se pro-

ducen las burbujas, se logra la destrucción, así como se evita el surgimiento de las mismas. Con bastante efectividad se consigue dicho objetivo al rociar agua sobre las burbujas, incrementando aún más su efectividad al adicionar al agua de rocío agentes eliminadores de burbujas.

c).- INCRUSTACIONES.

Debido a la formación de incrustaciones (CaSO_4 , $\text{CaSO}_4 \cdot 1/2 \text{H}_2\text{O}$, $\text{CaSO}_3 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, CaSiO_3 , CaCO_3 , $\text{Ca}(\text{OH})_2$, MgSO_4 , $\text{Mg}_3\text{Si}_4\text{O}_{11} \cdot \text{H}_2\text{O}$, MgCO_3 , $\text{Mg}(\text{OH})_2$, Na_2SO_4 , etc.) la resistencia contra la conductividad térmica aumenta. Es decir, disminuye la velocidad de propagación térmica, y por ende descende la efectividad de la evaporación. Por lo tanto, en todo lo posible debe evitarse dicho inconveniente y al llegar el caso de una gran acumulación de incrustaciones, surge la necesidad de suspender momentáneamente la operación con el fin de proceder a su eliminación.

Existen varios métodos para la remoción de las incrustaciones. Si la incrustación es soluble en agua, sería adecuado y conveniente la aplicación del método de Rosenblad (Intercambio del trayecto de las aguas residua-

les radiactivas por una corriente de vapor a intervalos). Como métodos químicos, a las incrustaciones de CaSO_4 , se le adiciona Na_2CO_3 para ser convertida en CaCO_3 y posteriormente se efectúa un lavado con ácido clorhídrico diluido al 0.5 ~ 1.0%. Para las incrustaciones de Ca(OH)_2 , de manera análoga, se hace circular ácido clorhídrico diluido para su eliminación con algún inhibidor a fin de no perjudicar el equipo. En la práctica, se utiliza con bastante efectividad el ácido clorhídrico o nítrico diluido en caliente para los evaporadores de acero inoxidable.

d).- CORROSIONES.

En vista de que los evaporadores que se utilizan para concentrar aguas residuales radiactivas con mucha frecuencia se encuentran dispuestos a condiciones verdaderamente arriesgadas a las corrosiones, ya sea al evaporar aguas residuales con propiedades ácidas o bien al recibir los lavados con soluciones ácidas para eliminar las incrustaciones, es necesario realizar una adecuada selección del material.

Para evaporadores es necesario usar

12

Generalmente es utilizado el tipo de acero inoxidable común como el SUS-27*, sin embargo, para los casos en que las ^{si las} aguas residuales poseen una gran concentración de iones cloro, se presenta una franca insuficiencia, al aparecer corrosiones de mucha consideración a través de un largo período. En cambio, ^{se utiliza} el SUS-32**, demuestra una resistencia mucho mayor durante un largo lapso.

TIPOS DE ACERO INOXIDABLE.

JIS	COMPOSICION QUIMICA (%)								AISI
	C Max.	Mn Max.	P Max.	S Max.	Si Max.	Cr	Ni	Mo	
* SUS-27	0.08	2.00	0.045	0.030	1.00	18.0~20.0	8.0~10.5	-	304
** SUS-32	0.08	2.00	0.045	0.030	1.00	16.0~18.0	10.0~14.0	2.0~3.0	316

e).- EXPLOSIONES.

En el caso de que en las aguas residuales radiactivas existe una alta concentración de HNO_3 siendo un oxidante fuerte, junto con compuestos orgánicos tales como el TBP (Fosfato de tri-n-butilo) se presenta un enorme riesgo de explosión

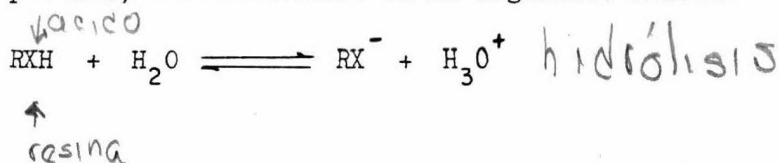
durante la evaporación. Por tal motivo, es necesaria la eliminación de elementos o compuestos con propiedades explosivas antes de proceder a la citada evaporación, o bien si las condiciones del proceso lo permiten debe mantenerse una temperatura inferior a la que puede ocurrir la explosión.

2.3 [METODO DE INTERCAMBIO IONICO.]

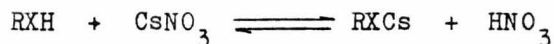
El método ampliamente ^{es} [utilizado para eliminar determinadas materias disueltas en una solución por medio de resinas de intercambio iónico,] también se aprovecha para la eliminación de ciertos radioisótopos existentes en las aguas residuales.

[Las resinas de intercambio iónico, son aquellas resinas compuestas, insolubles y porosas con iones capaces de realizar el intercambio.] [Se clasifican según sus propiedades en positivas y negativas.]

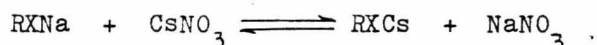
Si el radical de la resina se representa por R, y el ácido por XH, la resina de intercambio iónico positiva será simbolizada por RXH, hidrolizándose de la siguiente manera:



El ion hidronio resultante, es el que efectúa el intercambio de cationes, por ejemplo:



Así como para el caso de la resina positiva RXNa , se realiza el intercambio iónico como sigue:



Si el radical de la resina es R y el radical alcalino Y, la resina de intercambio iónico negativa puede representarse por RY, la cual se hidroliza en la siguiente forma:



En este caso, en forma análoga al intercambio iónico positivo se realiza el intercambio de aniones.

En la práctica, según las características y propiedades de las aguas residuales radiactivas, se utilizan:

- (1) Exclusivamente lecho de resinas de intercambio iónico positivas.
- (2) Dos lechos; uno positivo y el otro negativo.
- (3) Lecho combinado (resinas de intercambio iónico positivas más resinas de intercambio iónico negativas).

En el cuadro No.2.3 se anotan los Factores de Descontaminación = FD* de varios radioisótopos al ser procesados en los tres tipos de lechos. >

$$* \text{ FACTOR DE DESCONTAMINACION} = \text{FD} = \text{Xi}/\text{Xo}$$

En donde: Xi = Concentración de radioisótopos a la entrada.

Xo = Concentración de radioisótopos a la salida.

Como se puede observar en el referido cuadro, los factores de descontaminación en su mayoría son bastante altos. Sin embargo, en vista de que el método en sí resulta sumamente costoso, es antieconómico y de baja eficiencia para el tratamiento de aguas residuales cuyo contenido de iones sean en gran parte no radiactivos. Cuando existen en las aguas residuales una cantidad de sales no contaminadas mayor de 500 ~ 600 ppm, no es adecuada la aplicación del referido método por las mismas razones antes citadas. Las materias flotantes obstaculizan de manera considerable el mecanismo de intercambio iónico, por lo cual, es necesario la instalación de un filtro antes del lecho de intercambio iónico.

2.4 (SEDIMENTACION.)

La velocidad de sedimentación de las partículas que

se encuentran dispersas en las aguas residuales, resulta directamente proporcional al tamaño de las partículas.]

Por ejemplo, [para las partículas que poseen diámetros menores a 1μ , o bien los coloides cuyos diámetros oscilan entre $10^{-1}\mu \sim 10^{-3}\mu$,] su sedimentación es considerablemente retardada.

Para lograr sedimentar en las aguas residuales comunes una partícula cuya densidad relativa es de $2 \sim 3$ y con un diámetro de 1μ , una distancia de 1 metro, serían necesarios de $500 \sim 600$ días y al tratarse de un coloide, su sedimentación prácticamente tiende a cero. Esto se debe a que la fase dispersa se encuentra "bombardeada" por las moléculas del medio dispersante, produciéndose el llamado movimiento browniano el cual mantiene a las partículas en suspensión.

Generalmente, ~~las~~ las aguas residuales radiactivas a tratar se encuentran solvatadas y con una doble capa iónica

[Las partículas coloidales se encuentran cargadas eléctricamente, según los dos siguientes mecanismos principales:]

- (1) Por la adsorción de iones que se encuentran en la solución.
- (2) Por la disolución de grupos ionizables de las

propias moléculas o partículas dispersantes. Esto da lugar a la formación de una doble capa iónica en torno a las partículas dispersantes.) En estas condiciones, [las partículas se encuentran en un estado repelente contra los choques entre ellas, debido a la citada doble capa iónica, ^{lo cual} obstaculizando la unión entre las partículas que favorece a la sedimentación.] En estos casos, [surge la necesidad de adicionar agentes neutralizantes adecuados que logren destruir la mencionada doble capa iónica (Agentes neutralizantes fuertes: HCl, NaOH, NaCl, etc. Débiles: CH_3COOH , NH_4OH , etc.) con el propósito de facilitar y acelerar la sedimentación.) También se logra el mismo objetivo por medio de la formación de copos a los cuales se adhieren las partículas dispersas, ocasionando la sedimentación. Los agentes que se adicionan para tales propósitos, son los llamados coagulantes o floculantes. Por lo general, el poder coagulante es directamente proporcional a su valor de ionización. Como agentes coagulantes se citan: $\text{Al}(\text{OH})_3$, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, FeSO_4 , $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, $\text{Ca}(\text{OH})_2$, NaHCO_3 , etc. Además existen los agentes auxiliares que ayudan la formación de los copos y aceleran la sedimentación, tal como la arcilla.

Con frecuencia, en los tratamientos de aguas potables se utiliza una mezcla de NaHCO_3 y Ca(OH)_2 para las floculaciones. Sin embargo, en el caso de las aguas residuales radiactivas, en el cual, tanto en su propósito como en sus propiedades difieren, se utilizan generalmente:

(1) Na_3PO_4 100 ppm más Ca(OH)_2 500 ppm para los radioisótopos ^{90}Sr , ^{144}Ce , ^{144}Pr , ^{95}Zr , ^{95}Nb , y ^{32}P . (2) Arcilla 100 ppm más coagulantes de cadena larga, 5 ppm para ^{137}Cs .

(3) FeCl_3 100 ppm más Na_2S , 80 ppm para el ^{106}Ru , etc. El (1) resulta sumamente efectivo, pero posee la desventaja de que su costo es elevado. Es de desearse la selección de agentes coagulantes que después de cumplir su misión ocupen el menor volumen posible, puesto que a este proceso le prosiguen otros. En el caso de que se utilice arcilla, el volumen de lodos que se originan, resulta considerablemente grande.

Aún cuando el factor de descontaminación en el referido método resulta relativamente pequeño ($10 \sim 30$), es comparativamente económico, enfocándose por lo tanto, al tratamiento de las abundantes aguas residuales de bajo nivel radiactivo, en especial a las que incluyen una gran

cantidad de partículas en suspensión.

2.5 CONGELACION-DESCONGELACION.

Se considera como un proceso preliminar a los de precipitación, centrifugación, filtración al vacío, etc., que colabora, facilita y acelera tanto la precipitación como la deshidratación de una manera acentuada.

En el Centro de Investigación Nuclear de Kyoto, Japón, en sus instalaciones para los desechos radiactivos, se colocó una centrífuga después del depósito de decantación dentro de la fase que corresponde a la precipitación. Sin embargo, en vista de que la eficiencia no resultó tal y como lo proyectado, con el propósito de recuperar el nivel de la eficiencia calculada, se le adicionó el método "congelación-descongelación" en cuestión. Es utilizado también en el Centro de Investigación Harwell de Inglaterra y en Mol de Bélgica.

El diagrama No.2.5, demuestra las instalaciones del método "congelación-descongelación" : Los lodos que se extraen a intervalos del tanque de precipitación, son recibidos en otro tanque para su reposo. Posteriormente se con-

ducen al tanque de "congelación-descongelación" provisto de un sistema de tuberías que conducen agentes tanto congelantes como descongelantes (glicerina, propilén-glicol, etc.), con válvulas para abastecer alguno de los dos agentes según sea el caso necesario. Como primer paso, los lodos que han sido alimentados al citado tanque de congelación-descongelación, son congelados a una temperatura de $0^{\circ} \sim -20^{\circ} \text{C}$ por medio del agente congelante. En seguida, se descongelan a 45°C ., traspasándose al tanque de decantación en donde se efectúa la deshidratación de los lodos que han mejorado su tendencia o grado de precipitación gracias al referido método.

La razón estriba en que al congelar súbitamente proteínas, hidrocarburos o $\text{Fe}(\text{OH})_3$ en forma de geles, las propiedades de micelas y las características de los geles se destruyen, dando lugar a condiciones favorables para las operaciones de deshidratación. Debido a la misma congelación, las partículas que forman los lodos estrechan sus uniones aumentando sus tamaños y las moléculas solvatadas que se encuentran alrededor de los coagulantes se congelan ocasionando la desolvatación. De esta manera, los floculantes

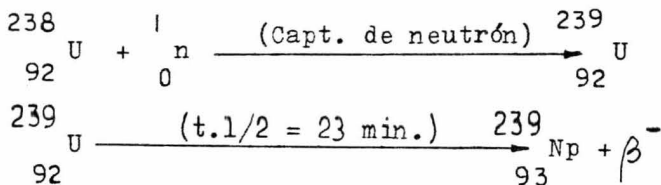
reaccionan libremente acelerando la sedimentación en colaboración del citado crecimiento de las partículas.

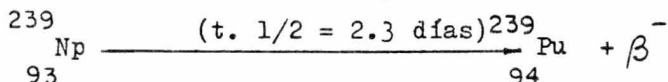
3. METODOS Y TRATAMIENTOS PARA LOS DESPERDICIOS DE ALTO NIVEL RADIOACTIVO.

3.1 REPROCESO DEL COMBUSTIBLE NUCLEAR.

Acompañando al avance de la "combustión" del combustible nuclear (por ejemplo el ^{235}U), se originan los llamados productos de fisión. Con el aumento y acumulación de dichos productos el combustible recibe daños y sufre alteraciones. Debido al mencionado inconveniente, ^[por lo que] el combustible nuclear consumido se extrae del reactor para ser colocado en un estanque de enfriamiento en donde se reposa de tres meses a un año en espera de que los productos de fisión con vida media breve se desintegren, o bien para que ^[+ también para que] los radioisótopos en los que es imposible su separación por medio de métodos químicos contemporáneos, se conviertan en accesibles.]

[Parte del ^{235}U que aún permanece sin consumirse, y los elementos trasuránicos, por ejemplo el ^{239}Pu que proviene del ^{238}U , según las siguientes reacciones:]





son recuperados de los demás productos de fisión, como paso consecutivo al reposo en el estanque. Al referido proceso de separación y recuperación del uranio, plutonio, etc., por medios físicos y químicos, se denomina reproceso del combustible nuclear (Diagrama No.3.1). El ${}_{92}^{235}\text{U}$ recuperado es utilizado nuevamente como combustible nuclear en los reactores, y el ${}_{94}^{239}\text{Pu}$ análogamente en los reactores rápidos para fines pacíficos. En la actualidad, aparte de los citados radioisótopos, se ha iniciado también la recuperación de aquellos radioisótopos que son útiles a la humanidad. Existe por ejemplo, una gran expectativa para el aprovechamiento del ${}_{55}^{137}\text{Cs}$ como fuente de energía.

Los principales radioisótopos que se obtienen en el citado reproceso del combustible nuclear son los siguientes: (1) Uranio. (2) Por captura de neutrones: a.- ${}_{94}^{238}\text{Pu}$, ${}_{94}^{239}\text{Pu}$, ${}_{94}^{240}\text{Pu}$, etc. b.- ${}_{93}^{237}\text{Np}$, ${}_{95}^{241}\text{Am}$, ${}_{96}^{244}\text{Cm}$, etc. (3) Productos de fisión; ${}_{36}^{85}\text{Kr}$, ${}_{38}^{90}\text{Sr}$, ${}_{53}^{131}\text{I}$, ${}_{55}^{137}\text{Cs}$, ${}_{58}^{144}\text{Ce}$, ${}_{81}^{147}\text{Pm}$, etc., entre ellos, los comprendidos en (1) y en (2) a., son seleccionados y recuperados como radioisótopos utilizables. Los que corresponden al 2 (b), sus

recuperaciones se encuentran en proyecto en varias plantas de reproceso del combustible nuclear, en especial el ^{237}Np . Con relación a los productos de fisión del (3), desde hace mucho tiempo continúa en proyecto el aprovecharlos como fuente de abastecimiento de radioisótopos.

La etapa preliminar del reproceso, comprende la liberación del combustible nuclear de su envoltura que por lo general es de acero inoxidable o de una aleación de zirconio-estaño* y en seguida, el citado combustible nuclear consumido se disuelve en HNO_3 . En la etapa consecutiva, por medio de solventes orgánicos selectivos, se realiza la extracción de los productos de fisión, la cual corresponde a la fase principal de todo el reproceso del combustible nuclear.

* Aleación zirconio-estaño: Composición general:

Estaño: 1.2 ~ 1.7% en peso, Fe: 0.12 ~ 0.18% en peso, Cr: 0.05 ~ 0.15% en peso y el resto de zirconio.

Existen dos métodos principales para eliminar la envoltura del combustible nuclear: (1) Corte por medios mecánicos. (2) Por disolución, el cual a la vez se subclasifica en:

- a.- Sulfex: solvente = H_2SO_4 . b.- Darex: solvente = agua regia. c.- Niflex: solvente = HF.
d.- Zirflex: solvente = NH_4F + NH_4NO_3 , etc. (Cuadro No.3.1-2).

El combustible que ha sido liberado de su envoltura, generalmente se disuelve en HNO_3 con la adición de $Hg_2(NO_3)_2 \cdot 2H_2O$ como catalizador.

El método (1) en el cual la envoltura es eliminada por medios mecánicos y el combustible se disuelve en HNO_3 , en comparación con el método (2) de disolución, posee la ventaja de que es relativamente económico y las aguas residuales que se originan cuantitativamente son menores, sin presentarse sus componentes químicos en forma complicada. Sin embargo, la envoltura que ha sido cortada y despedazada se convierte en uno de los problemáticos desechos sólidos.

Dicha envoltura reducida a desperdicio junto con sus residuos insolubles, se consideran como desechos de alto nivel radiactivo, conservándose en recipientes especiales dentro de almacenes exclusivos.

Una planta que reprocessa 1,500 ton/año de combustible, origina aproximadamente 860 metros cúbicos (su equivalente en curios 20,000 Ci.) de envolturas de desecho.

Tanto el uranio como el plutonio, fácilmente se disuelven en solventes orgánicos. En cambio, la mayor parte de los productos de fisión son insolubles. Aprovechando precisamente dicho comportamiento, se logra realizar la separación del uranio y del plutonio, el cual como se ha comentado con anterioridad, se considera como la etapa principal.

El método representativo que es utilizado en esta etapa principal es el Purex, cuyo solvente orgánico es el TBP (fosfato de tri-n-butilo) al 30%. Dicho solvente al hacer contacto con el combustible disuelto en HNO_3 , extrae el uranio y el plutonio convertidos en $\text{UO}_2(\text{NO}_3)_2$ y $\text{Pu}(\text{NO}_3)_4$.

En el diagrama 3.1 se clasifican las aguas residuales detallando sus volúmenes y niveles radiactivos, según la especificación del cuadro No.3.1-3, correspondientes a las diferentes fases y tratamientos anexos de un reproceso de combustible nuclear utilizado con una capacidad de 1 ton/día.

Las aguas residuales de alto nivel radiactivo de la extracción I, contienen aproximadamente el 99.9% del total de los productos de fisión incluidos en el combustible.

Dichas aguas residuales, aún cuando en la actualidad, por lo general, se conservan en tanques subterráneos en forma concentrada, deben ser enfocados a tratamientos y métodos de solidificación, calcinación, etc., los cuales se detallan en los capítulos subsiguientes. Las aguas residuales de mediano y bajo nivel radiactivo, en su mayor parte, al igual que las de alto nivel, son almacenadas en estado líquido concentrado, y una minoría es solidificada en asfalto, vidrio, cemento, etc. Y las de extremadamente bajo nivel radiactivo, se someten al método de intercambio iónico, de precipitación, etc., con el propósito de conseguir su descontaminación.

Como un ejemplo en donde las aguas residuales son solidificadas se cita a la BNF (British Nuclear Fuels Ltd. Co.) que al procesar 1,500 ton/año de combustible en forma de óxidos, origina aproximadamente $46 \text{ m}^3/\text{día}$ (2.4×10^7 Ci/día) de aguas residuales de alto nivel que provienen de la extracción I. Dichas aguas residuales después de concentrarse por medio de la evaporación (aproximadamente $9.0 \text{ m}^3/\text{día}$) se procede a la solidificación "vidrio" ($0.62 \text{ m}^3/\text{día}$) y finalmente se almacenan. Las aguas residuales de mediano

nivel que se producen en su mayoría en la extracción II (169 m³/día, 6,363 Ci/día), junto con las aguas residuales que resultan de los lavados de solventes en la extracción I (263 m³/día, 1,674 Ci/día) se concentran por medio de la evaporación para ser solidificadas (solidificación "vidrio", solidificación "concreto") y almacenadas. Las aguas residuales de bajo nivel radiactivo tales como las aguas de enfriamiento de los tanques o aguas que pudiesen haber sido contaminadas son sometidas al método de intercambio iónico. Las resinas consumidas en esta operación que han quedado en calidad de desechos, se concentran para lograr el ahorro de espacio y facilidad de almacenamiento.

Al disolver el combustible, la mayor parte de los productos de fisión permanecen en la solución. Sin embargo, los volátiles como el boro, yodo, xenón, kriptón, rutenio, etc., se presentan en estado gaseoso o en forma de aerosol. Entre ellos, el yodo se elimina con mucha efectividad por medio del carbón activado. Tanto el argón como el xenón, debido a que su vida media es relativamente corta, afortunadamente no ocasiona problemas de consideración. En cambio, el ⁸⁵Kr con vida media de 10.3 años, sí es un verda-

dero problema. Aún cuando su liberación haya sido realizada en una zona determinada muy reducida, se extiende gradualmente en la atmósfera, impartiendo graves daños y perjuicios públicos de mucha consideración. De manera similar, se puede comentar sobre el tritio (^3H) que es producido al consumirse el combustible. La concentración del ^{85}Kr en la atmósfera gradualmente registra su incremento, por lo que es preciso liberar la menor cantidad posible del citado radioisótopo, teniendo en cuenta que su concentración permisible en el aire establecida por la International Commission on Radiological Protection es de $3 \times 10^{-6} \mu\text{Ci/ml}$. Actualmente en Oak Ridge (U. S. A.) se utiliza un tubo de 55 metros de longitud con el propósito de detener al mencionado ^{85}Kr , gracias a su empaque de carbón activado. Así como también, en la planta nucleoelectrónica Nippon (Japón) se han instalado filtros igualmente de carbón activado en una serie de ocho torres para lograr el mismo fin.

3.2 SOLIDIFICACION.

A.- VENTAJAS Y SU CLASIFICACION.

Debido a que en las conservaciones o almacenamientos

de las aguas residuales en estado líquido se presentan varios problemas, tales como el surgimiento de vapores o aerosoles nocivos, calentamientos, corrosiones, fugas, etc., con el propósito de tratar de resolver dichos problemas de serias consecuencias, se realizan en varias partes del Mundo profundas investigaciones al respecto, el cual en parte se encuentra ya en la utilización práctica.

Al ser solidificadas las aguas residuales radiactivas: Se nulifica la fluidez de los radioisótopos (disminuye la exudación de los radioisótopos) evitándose de manera efectiva las corrosiones y por ende las fugas. (2) Se consigue el ahorro de espacio en las conservaciones o almacenamientos, gracias a su reducción volumétrica. (3) Aumenta su estabilidad. (4) Se obtiene una gran resistencia a altas temperaturas durante su almacenamiento. (5) Incrementa de manera considerable su seguridad, asimismo la comodidad en su transporte y en los manejos relacionados con el almacenamiento. (6) Omisión de una vigilancia tan estricta como la requerida en el caso de almacenamiento en estado líquido. (7) A largo plazo, se reducen los gastos de recipientes, transporte, almacenamiento, aún incluyendo los que correspon-

den al tratamiento de solidificación.

En conclusión, tanto en el aspecto de seguridad como en el económico, resulta sumamente ventajoso en comparación con las conservaciones o almacenamientos en estado líquido. Sin embargo, en la actualidad la técnica de solidificación para una escala industrial aún no se encuentra enteramente perfeccionada, razón por la cual, ha motivado estudios e investigaciones muy intensas en varios países, en particular en los que se originan una gran cantidad de aguas residuales radiactivas o en los que se pronostica un encuentro con la misma situación en un futuro próximo.

Para realizar la solidificación, inicialmente es necesario el reposo de las aguas residuales radiactivas con el fin de que su nivel radiactivo descienda hasta un grado de fácil manejo. Posteriormente se procede a la solidificación y finalmente en dicho estado se conducen a los almacenes para ser aislados de la subsistencia humana en forma indefinida.

Como métodos principales de solidificación se citan:
Calcinación "Lecho fluidizado" (Fluidized-bed calcination),

calcinación "rocío" (spray calcination), calcinación "pote" (pot calcination), solidificación "vidrio" o cerámica (glass or ceramic solidification), fijación en esponjas de cerámica (ceramic sponge *), fijación en sales absorbentes ** , etc.

* Esponjas de cerámica: Consiste en sumergir un material cerámico extremadamente poroso dentro de las aguas residuales radiactivas, extrayéndose después de haber absorbido toda la cantidad posible de aguas residuales y posteriormente se efectúa el secado. Esta misma operación se repite de 4 ~ 5 veces y finalmente se le proporciona un calentamiento de aproximadamente $1,300^{\circ}\text{C}$ con el propósito de realizar la fusión del material cerámico, fijando los radioisótopos.

** Fijación en sales absorbentes: Se adiciona a las aguas residuales radiactivas sales absorbentes. En seguida se somete a una operación de deshidratación y a un calentamiento de 400°C , para lograr la formación de sales fundidas, asimismo, la fijación de los radioisótopos que han sido absorbidos.

B.- PUNTOS COMUNES Y SUS PROBLEMAS.

Los puntos comunes que prevalecen en la mayoría d

los métodos de solidificación son los siguientes:

Al ser calentadas las aguas residuales a una temperatura de $350^{\circ} \sim 1,200^{\circ} \text{C.}$, los radioisótopos y materias volátiles incluídas se volatilizan, así como aparece la formación de sólidos no volátiles o materias fundidas que al enfriarse se solidifican. En el método de calcinación las sales de los metales alcalinos se convierten en óxidos.

En todos los casos, al efectuar la solidificación, se producen vapores y condensados radiactivos que deben ser descontaminados.

Cuando existen $\text{SC}_4^=$ en las aguas residuales, a una temperatura mayor de 700°C. , dichos iones se inestabilizan convirtiéndose en volátiles, por lo que con frecuencia surge la necesidad de adicionar calcio a las aguas residuales para evitar su volatilidad. A los 900°C. , es sumamente difícil conseguir que el citado ión permanezca en la fase líquida.

El rutenio que pertenece a uno de los productos de fisión, se volatiliza en su mayor parte, al convertirse en RuO_4 . Se produce el mencionado RuO_4 con asombrosa facilidad cuando en las aguas residuales existen oxidantes fuertes

como el HNO_3 , en presencia del ozono o del ión permanganato. Lo mismo ocurre en las aguas residuales que contienen H_2SO_4 , $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, o NaNO_3 .

Debido a que al volatilizarse el rutenio se dificulta su separación encontrándose en los gases de salida, se le adiciona a las aguas residuales agentes anti-oxidantes para evitar su oxidación y por ende su volatilidad.

Los problemas de mayor magnitud que aparecen en el método de solidificación, son los relativos a los productos de fisión que poseen propiedades volátiles acentuadas como el citado rutenio, así como las proyecciones súbitas de materia radiactiva que surgen durante el proceso de solidificación.

C.- (METODO DE CALCINACION "LECHO FLUIDIZADO" (FLUIDIZED BED CALCINATION)).

Consiste en alimentar las aguas residuales radiactivas en forma de rocío al lecho fluidizado que se encuentra a una temperatura de $350^\circ \sim 600^\circ \text{C.}$, en el cual se realizan la adsorción, evaporación y la calcinación casi en forma simultánea. (Diagrama No.3.2-C.1). Las partículas que han sido atrapadas en el ciclón No.1 son conducidas a los recipientes

de almacenamiento junto con la materia calcinada, y existen casos en que una fracción de ellas es regresada nuevamente al lecho fluidizado con el propósito de incrementar sus tamaños.

a).- GAS FLUIDIZANTE.

Como gas fluidizante generalmente se utiliza el aire. Al ser sustituido por vapor sobresaturado, los tratamientos de descontaminación relativos a los gases nocivos se simplifican. Sin embargo, surge la indeseable e inconveniente formación de tortas.

b).- ABASTECIMIENTO CALORIFICO.

Las principales maneras de abastecer energía calorífica a los lechos fluidizados son las siguientes:

- (1) Por medio de energía eléctrica (Diagrama No.3.2-C.1)
- (2) Por medio de un sistema de tuberías en las cuales circulan metales fundidos a altas temperaturas. (Dibujo No.10).
- (3) Por combustión de aceites.
- (4) Combinaciones de los incisos anteriores.

c).- VOLATILIDAD DEL RUTENIO.

La volatilidad del rutenio varía ampliamente en función

de la temperatura y la índole de gas fluidizante que se utilice. Por ejemplo, siendo el gas fluidizante aire, a los 350°C y 400°C se volatiliza el 94% y el 65% respectivamente del total del rutenio que existe en las aguas residuales. A los 550°C., se volatiliza únicamente el 0.7%.

Se supone que dicho comportamiento se debe a que mientras más elevada sea la temperatura, el RuO_4 con propiedades volátiles se convierte en RuO_2 , siendo su grado de volatilidad casi nulo. Al utilizarse CO y N_2 como gas fluidizante, a una temperatura de 400°C., la volatilidad del rutenio se reduce hasta el 1%. El factor de descontaminación de los gases de salida contaminados que incluyen el rutenio es del orden de $10^3 \sim 10^4$.

d).- CRECIMIENTO DE LAS PARTICULAS EN EL LECHO FLUIDIZADO.

Al crecer las partículas que se encuentran en el lecho fluidizado en demasía, la acción fluidizante aminora haciendo disminuir la velocidad de transferencia de calor, y por ende, desciende también la efectividad global. Afortunadamente, en la mayoría de los casos, por la misma fricción entre las partículas sus tamaños disminuyen.

La velocidad de fricción de dichas partículas depende de la cantidad de aire que se alimenta para el rocío, de la cantidad de aire para la fluidización, de la temperatura, y de las características físicas de las partículas. Los tamaños adecuados de las partículas para que ocurra sin dificultad la fricción son del orden de $0.3 \sim 0.8$ mm de diámetro (tamaño mediano). Si las partículas son menores a los citados, aumenta la cantidad de proyecciones y suspensiones de las mismas, por su ligereza, al recibir el rocío. Y si son mayores, como se ha comentado en renglones anteriores, aminora la conductividad térmica. Por lo tanto, para mantener una efectividad elevada, es necesario un control adecuado de la presión y cantidad de aire que se proporciona para el rocío y la elección correcta del tamaño de las partículas.

e).- CARACTERISTICAS DEL METODO CALCINACION "LECHO FLUIDIZADO".

VENTAJAS: (1) El proceso es continuo. (2) El factor de reducción volumétrica es grande. (3) Facilidad de transpor-tación de la materia calcinada. (4) La capacidad de proceso es grande. (5) La eficiencia calorífica es grande. (6) Es posible el control de la temperatura. (7) Se logra mantener

una temperatura casi uniforme dentro del lecho. (8) La materia calcinada puede ser conservada en recipientes relativamente económicos. (9) Global y comparativamente, es un método que resulta económico.

DESVENTAJAS: (1) Sus instalaciones son complicadas. (2) Debido a que la conductividad térmica de la materia calcinada es pequeña, después de la calcinación surge el problema de enfriamiento.

f).- SITUACIONES Y ESTADOS SOBRE EL AVANCE DE LAS INVESTIGACIONES.

ANL (Argonne National Laboratory)(U.S.A.) basándose en la exitosa experiencia de haber convertido el nitrato de uranio en UO_3 utilizando el método de "lecho fluidizado" inició las investigaciones sobre la reducción volumétrica de las aguas residuales radiactivas, así como para obtener alguna forma de las mismas, tal que presenten una mayor seguridad. La investigación se concentró principalmente en:

- (1) Calcinación de las aguas residuales radiactivas.
- (2) Procedimientos preliminares para los tratamientos de las aguas residuales que se originan en el método Purex.

Puesto que se demostró la posibilidad de calcinar

las aguas residuales radiactivas por medio de lechos fluidizados, ICPP (Idaho Chemical Processing Plant) (U.S.A.) en conferencia y de acuerdo con ANL (Argonne National Laboratory) (U.S.A.), instaló inicialmente un lecho fluidizado de 6 pulgadas (15.24 cm) de diámetro, en seguida de 12 pulgadas (30.48 cm) de diámetro, y consecutivamente de 2 pies (60.96 cm) de diámetro, realizando investigaciones tanto dinámicas como positivas. Las investigaciones relativas no son limitadas únicamente a las dos mencionadas instituciones, sino que también en otros centros de investigación se efectúan estudios muy profundos, en consideración de que el método en cuestión sea uno de los mejores, principalmente en los aspectos de seguridad y economía.

En WCF (Waste Calcining Facility) (U.S.A.) que pertenece a ICPP (U.S.A.), con fines experimentales se procesaron 512,000 galones (1,937,920 litros) de aguas residuales de alto nivel radiactivo que provienen de la extracción I del reproceso de combustible, utilizando un lecho fluidizado de 4 pies (1.22 m) de diámetro (a 400°C, gas fluidizante = aire), obteniéndose 7,350 pies cúbicos (208.005 m³) de materia calcinada. Para la descontaminación de los gases de sa-

lida se utilizaron : Purificador, separador de neblina , torre de adsorción, ciclón y filtro. (Diagrama No.11). Las condiciones óptimas según los resultados del experimento fueron: Temperatura del lecho fluidizado = 400°C , velocidad de fluidización (al encontrarse el lecho vacío) = $0.75 \sim 1.0$ pies ($22.86 \sim 30.48$ cm.)/seg., proporción de la cantidad de aire utilizado para el rocío con la cantidad de alimentación (aguas residuales radiactivas) = 500 : 650.

D. CALCINACION "ROCIO".

Consiste en alimentar las aguas residuales radiactivas en forma de rocío en la parte superior de la torre de calcinación "rocío" [Diámetro = 8 pulgadas (20.32 cm), altura = 10 pies (3.05 m)] , las cuales en su caída debido al calor que recibe de las paredes de la torre cuyas temperaturas en la parte media es de aproximadamente 820°C y la de su extremo superior de 300°C ., son deshidratadas y finalmente convertidas en materia calcinada en forma de polvo (Diagrama No.14), los cuales se recogen en un recipiente ensamblado en la parte inferior de la torre. Los gases junto con los vapores y polvos contaminados que han sido originados por la mis-

ma calcinación, son conducidos a través de un filtro metálico imantado, posteriormente a un purificador y finalmente ya descontaminados se liberan a la atmósfera. Periódicamente se pasa vapor o aire a presión en sentido inverso a la trayectoria de los gases con el fin de eliminar los polvos acumulados.

Las ventajas del referido método son las siguientes:

- (1) Las operaciones y manejos a control remoto se efectúan con relativa sencillez y facilidad.
- (2) Los tratamientos para la descontaminación de los gases que se originan, de la misma manera se realizan también con relativa facilidad.
- (3) Al fundir y solidificar la materia calcinada, se obtienen sólidos de buena calidad.
- (4) Es posible elevar la temperatura del proceso a grados extremadamente altos.
- (5) El flujo de los gases contaminados a tratar, tiende a ser constante sin variaciones exageradas.
- (6) Es un proceso continuo.

Sin embargo, en los casos de que las características y propiedades de las aguas residuales radiactivas no

ofrecen facilidades para ser convertidas en rocío, por ejemplo, cuando la viscosidad de las aguas es demasiado grande, son necesarios procedimientos preliminares y un control sobre las condiciones adecuadas del proceso.

E.- CALCINACION "POTE".

El método de solidificación por medio de calcinación "pote", consiste en alimentar las aguas residuales de alto nivel radiactivo a un recipiente cilíndrico denominado "pote", al cual se le abastece energía calorífica con el propósito de efectuar la evaporación y calcinación de las mismas. Se clasifica en dos tipos: Tipo batch y en el semi-contínuo. En el primer tipo la evaporación y la calcinación se realizan en jornadas, o sea, una vez llenado el pote a un determinado límite se suspende la alimentación y se efectúa las citadas evaporación y calcinación y finalmente se retira el pote. En el caso de que se requiera continuar el proceso, se coloca otro pote nuevo y se repite el mismo procedimiento. En el segundo tipo (semi-contínuo), las aguas residuales radiactivas son alimentadas lentamente al pote hasta alcanzar la materia calcinada un nivel determinado (Diagrama No.15). Debido a que las aguas residuales radiactivas

continúan fluyendo sobre la materia calcinada que se va formando dentro del pote, dichas aguas se introducen en los poros rellenándolos, por lo que en su estado final, la materia calcinada no resulta tan porosa como en el tipo batch. En ambos casos, el mismo pote que ha sido utilizado para evaporar y calcinar las aguas residuales radiactivas, es aprovechado también como recipiente de almacenamiento.

Las ventajas del referido método de calcinación son las siguientes:

- (1) Las instalaciones son relativamente sencillas (no es necesaria la alimentación en forma de rocío y la cantidad de gases contaminados que se originan es comparativamente pequeña.
- (2) Es posible procesar la mayoría de las aguas residuales radiactivas sin importar las diferentes índoles a que pueden pertenecer.
- (3) El doble uso del pote como recipiente para la calcinación y posteriormente para el almacenamiento.

Y como desventajas:

- (1) La capacidad de proceso es pequeña.
- (2) Riesgo de explosión si en las aguas residuales se incluyen

fosfatos y oxidantes fuertes.

- (3) El surgimiento de burbujas y arrastres durante la calcinación.

F. SOLIDIFICACION "VIDRIO".

Aprovechando la técnica conocida en la actualidad para la fabricación de los vidrios, a las aguas residuales de alto nivel radiactivo, se les adiciona los ingredientes necesarios para la formación del vidrio, sometiéndose a las citadas técnicas y procedimientos con las siguientes ventajas:

- (1) Se logra un efectivo "encierro" de los radioisótopos.
- (2) El sólido resultante no es poroso, por lo que la exudación de los radioisótopos es pequeña, así como la resistencia contra el agua, sustancias ácidas o alcalinas es grande.
- (3) La reducción volumétrica es grande.

Sin embargo, su instalación global es compleja y los gastos de operación y mantenimiento resultan elevados.

La estructura interior del vidrio, anteriormente se creía amorfa sin ninguna ordenación de moléculas que recuerde a la estructura cristalina. Pero gracias a las investiga-

ciones por medio de los rayos X, se ha comprobado la existencia de una red cristalina tetraédrica irregular, cuyos componentes pueden ser: SiO_2 , P_2O_5 , B_2O_3 , también óxidos de Ge, As, Bi, V, etc. Los átomos de oxígeno en torno a los átomos con valencias positivas, forman la citada red cristalina irregular. Por ejemplo, en el vidrio a base de silicatos, cuatro oxígenos en torno del silicio, forman una red cristalina tetraédrica irregular.

Debido a que por lo regular las aguas residuales no contienen los constituyentes o ingredientes para la formación del vidrio, es necesaria la adición de dichos constituyentes y proseguir con las siguientes operaciones: calentamiento, evaporación, calcinación, fusión y enfriamiento.

a.- VIDRIO FOSFATADO.

El presente proceso se compone de tres etapas: (Diagrama No.17). En la primera etapa se realiza el mezclado de las aguas residuales con H_3PO_4 . En la segunda etapa se evapora la mayor parte de H_2O y HNO_3 a una temperatura menor de 200°C y en la tercera etapa se efectúa la fusión eliminándose el resto de la materia volátil, principalmente el H_2SO_4 a una temperatura de $1,000^\circ \sim 1,200^\circ\text{C}$ con la formación del vi-

drío fundido el cual es vertido a un recipiente. Posteriormente se procede al enfriamiento y al convertirse en vidrio se sella en un recipiente transportándose después al almacén.

El referido método posee la ventaja de que es continuo, obteniéndose vidrios de buena calidad con una exudación de los radioisótopos extremadamente pequeña. Sin embargo,

- (1) Parte de la instalación es necesario que se encuentre construída a base de oro blanco con un alto valor económico (recipiente de fusión, tuberías, etc.).
- (2) La instalación en sí es bastante complicada.
- (3) Los vapores expedidos desde el recipiente de fusión son altamente corrosivos, por lo tanto, los tramos de tubería en que la temperatura del vapor es $\leq 100^{\circ}\text{C.}$, debe ser de oro blanco (Diagrama No.19), en el cual la velocidad de formación del vidrio es aproximadamente de 1.5 pies(45.72 cm)/24 h , y los coeficientes de reducción volumétrica en el evaporador, recipiente de fusión y el global son: 7, 2.8, y 20 respectivamente en forma aproximada.

b.- VIDRIO BORAX ($\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot \text{H}_2\text{O}$).

Consiste en "encerrar" los radioisótopos que se en-

cuentran en las aguas residuales de alto nivel radiactivo dentro del vidrio bórax.

En el instituto de investigación Harwell (Inglaterra), se realizó experimentalmente la formación de un block de vidrio de 50 Kg incluyendo aguas residuales de alto nivel radiactivo (Diagrama No.20). Una mezcla de aguas residuales más SiO_2 más bórax se alimentó a un recipiente cilíndrico de acero inoxidable [diámetro interior = 6 pulgadas (15.24 cm), altura 5 pies (1.52 m)] a una velocidad de 20 ~ 150 ml/min., en el cual se realizó la evaporación y fusión a una temperatura de 1050°C ., abastecida por medio de energía eléctrica. Los gases originados fueron conducidos al segundo y tercer recipiente con las mismas medidas que el primero, conservándose una temperatura de 250°C por medio de resistencias eléctricas, y en los cuales se encuentran instalados los filtros No.1 y No.2 respectivamente. En seguida al condensador, torre de absorción de NO_2 , torre de lavado con NaOH , al tercer filtro y finalmente descontaminados se procedió a su liberación. El primer recipiente que ha sido utilizado para la evaporación y fusión, al quedar repleto, es intercambiado por otro del mismo tipo, transportán-

dose al almacén para su conservación. De la misma manera, los recipientes con filtros se intercambiaron periódicamente. En los filtros han sido utilizados los siguientes adsorbentes con buenos resultados: Fe_2O_3 , caolín, gel sílica ($SiO_2 \cdot nH_2O$), etc.

c.- VIDRIO SIENITA NEBULOSA (Nepheline syenite).

Al hacer uso de la sienita (silicatos de K, Al_2O_3 , Na, etc.) la cual se utiliza como materia prima en las industrias de vidrio y porcelana, se logran solidificar o concentrar las aguas residuales fuertemente ácidas con un "encierro" efectivo y gran estabilidad de los radioisótopos incluidos en las aguas residuales radiactivas.

En el referido proceso, se producen inicialmente unos gránulos compuestos de: sienita nebulosa más cal en una proporción de 35:15 con la adición de agua (10% en peso del total de la mezcla). 2 Kg de los mencionados gránulos y 2 litros de aguas residuales se mezclan en un recipiente refractario para ser conducido a un horno en donde se calienta a una temperatura de $900^{\circ}C$, realizándose la evaporación y la calcinación. En seguida, es introducido a otro horno que se encuentra a una temperatura de $1,350^{\circ}C$, con el fin de efec-

tuar la fusión. Y finalmente se somete a la fase de enfriamiento.

A través del proceso, la cantidad de ^{106}Ru que se volatiliza es del orden de $40 \sim 60\%$ (del total del ^{106}Ru existente) y el ^{144}Cs de $1 \sim 2\%$ (del total del ^{144}Cs existente). El primero se elimina por medio del Fe_2O_3 y el segundo con silicatos, ambos por adsorción.

En el cuadro No.3.2, se anotan las características de los cuatro métodos de solidificación ("pote", "rocío", "vidrio" y lecho fluidizado) en forma comparativa.

4. METODOS Y TRATAMIENTOS PARA DESPERDICIOS DE MEDIANO Y BAJO NIVEL RADIOACTIVO.

4.1 PREFACIO.

Los desperdicios de mediano y bajo nivel radiactivo, o sean las aguas residuales que provienen de la evaporación, precipitación, de los tratamientos de resinas de intercambio iónico, de la extracción II del reproceso del combustible, etc., afortunadamente presentan escasos problemas serios debido a surgimientos espontáneos de calentamiento, por la necesidad de capas o paredes protectoras severas o bien a causa de operaciones a control remoto bastante complicadas como sucede a menudo en los de alto nivel. Sin embargo, debido a que cuantitativamente ocupan una enorme porción del total de los desechos radiactivos, se enfrentan los problemas relativos a los tratamientos, almacenaje y sobre todo económicos.

Generalmente, se ha venido utilizando la conservación directa en tanques con leves o ningún tratamiento a las citadas aguas residuales. Pero, en vista de que en el aspecto económico los gastos son bastante elevados por su gran volumen, ha dado motivo al desarrollo del método de solidificación o concentración, el cual consiste en el "encierro"

de los radioisótopos incluidos en las aguas residuales dentro de un sólido inerte.

Aún cuando en la actualidad su utilización ha sido difundida en parte, y tanto su efectividad como su seguridad comprobadas en los Centros de Investigaciones, quedan pendientes problemas sobre la depuración y refinamiento de la técnica, así como en el aspecto económico.

4.2 METODOS DE SOLIDIFICACION (CONCENTRACION).

Los principales métodos de solidificación (concentración) para los desechos radiactivos de mediano y bajo nivel, son los siguientes: (1) Solidificación en cemento. (2) Solidificación en asfalto.

Las características que debe tener la materia solidificante por lo general son: (1) Corto tiempo de fraguado. (2) La velocidad de exudación de los radioisótopos sea pequeña. (3) Resistencia contra los impactos. (4) Durabilidad. (5) Esabilidad a los cambios de temperatura. (6) Resistencia contra las radiaciones. Ya formados los sólidos; (7) El tamaño y forma deben ser cómodos para su transportación. (8) Su densidad debe ser mayor a 1.2 incluyendo el recipiente. (9) An-

ticorrosivo. Los incisos (8) y (9) se refieren principalmente a los abandonos en los fondos marítimos (2,000 ~ 10,000 metros de profundidad).

A.- SOLIDIFICACION EN CEMENTO.

Al agregar al cemento una cantidad adecuada de agua y se mezcla hasta formar un estado pastoso, gradualmente pierde su fluidez llegando finalmente al fraguado. El presente método consiste en sustituir el agua por las aguas residuales radiactivas, y en ocasiones también es utilizado el agua común para realizar el mezclado pero incluyendo desechos radiactivos sólidos tales como resinas de intercambio iónico consumidas, lodos de los filtros, etc.

El cemento más general es el Portland cuya composición es la siguiente: SiO_2 ... 20 ~ 25%, Al_2O_3 ... 4 ~ 6 %, Fe_2O_3 ... 2 ~ 4%, CaO ... 62 ~ 66 %, MgO ... 1 ~ 2%, SO_3 ... 1 ~ 2%. Se utiliza en forma independiente o mezclado con cemento altos hornos, caracterizándose por su gran resistencia contra las erociones de sulfatos u otros compuestos químicos, o bien con la adición de "fly ash" (hollín de hulla) también con propiedades favorables como el anterior y

con un buen y rápido fraguado. Otro de los principales es el cemento alúmina (cemento más cal más alúmina) de rápido y con una gran resistencia al calor.

En el método de solidificación en cemento, los sólidos formados presentan la ventaja de ser resistentes a esfuerzos de compresión, a altas temperaturas con una densidad relativa de $1.21 \sim 2.2$, además las materias primas son abundantes y resultan económicas, asimismo, el tiempo requerido para el proceso es relativamente breve.

Los principales desechos radiactivos que se someten al referido método son: Aguas residuales que provienen de la recuperación de resinas de intercambio iónico, aguas residuales de la evaporación, aguas de desecho de la extracción II del reproceso del combustible, lodos de los filtros, etc.

El referido método se divide en: Mezclado dentro del tambor y mezclado fuera del tambor.

a.- MEZCLADO DENTRO DEL TAMBOR.

Consiste en mezclar los desechos radiactivos con cemento dentro de un tambor, el cual es utilizado también como recipiente para su conservación o almacenamiento, después del fraguado. El método en cuestión por ser práctico y sus insta-

laciones relativamente sencillas es el de mayor utilización.

El proceso (Diagrama No.24) se lleva a cabo en la siguiente forma: Se vierte en un tambor que se encuentra sobre una base encarrilada, los desechos radiactivos y cemento, trasladándose posteriormente debajo de un agitador de hélices provisto también de movimiento vertical, con el cual se efectúa el mezclado y finalmente sellado se transporta al almacén en donde gradualmente se realiza el fraguado al encontrarse en reposo.

b. MEZCLADO FUERA DEL TAMBOR.

Consiste en verter al tambor el mezclado de desechos radiactivos más cemento que se ha efectuado fuera del tambor. Para dicho mezclado se puede hacer uso de una mezcladora de concreto común que frecuentemente se utiliza en las construcciones.

Las ventajas del referido método son las siguientes: (1) Facilidad de verter la mezcla dentro del tambor con una simple posición inclinada de la mezcladora. (2) Es posible llenar los tambores sin temor a derrames como sucedería en el mezclado dentro del tambor debido al agitador, al encon-

trarse repleto. (3) En una sola vez se puede procesar una gran cantidad de desechos radiactivos.

El problema estriba en la limpieza de la mezcladora después de su uso. Sin embargo, se resuelve con la misma técnica que se aplica a los casos comunes de mezclado de concreto con lavados repetidos de agua. Las aguas de lavado se descontaminan con algunos de los métodos comentados con anterioridad, tales como el de evaporación, precipitación, intercambio iónico, etc.

B.- SOLIDIFICACION EN ASFALTO.

Consiste en mezclar los desechos radiactivos con asfalto logrando conseguir su solidificación por medio de calentamiento, evaporación y enfriamiento. Los principales desechos radiactivos destinados a ser sometidos al presente método son: Los concentrados de la evaporación, resinas de intercambio iónico consumidas, lodos que provienen del método de precipitación, tortas de los filtros, etc. Los sólidos formados presentan una gran impermeabilidad y la exudación de los radioisótopos es del orden de $10^{-4} \sim 10^{-7} \text{ g/cm}^2 \text{ día}$. Asimismo, la reducción volumétrica con respecto al volumen

original de los desechos radiactivos es de $1.5 \sim 2$, significando el ahorro sobre los gastos de recipientes, de transporte y almacenamiento. Otra de las ventajas consiste en que es posible solidificar o concentrar en forma estable una gran variedad de desperdicios de mediano y bajo nivel radiactivo, sin ocasionar mucha influencia sus propiedades y características. Sin embargo, puesto que la conductividad térmica del asfalto es muy pequeña, se requiere un enorme abastecimiento calorífico para llevar a cabo el citado proceso, y en los casos de que los residuos radiactivos a tratar contienen una gran cantidad de agua, frecuentemente surgen las burbujas y arrastres que contaminan los gases de salida. Por tal razón, se requieren procesos preliminares de deshidratación a los lodos con un gran porcentaje de agua, por medio de los métodos de congelación-descongelación, centrifugación, etc., hasta llegar al $50 \sim 70\%$ de humedad. Al mismo tiempo, debido a las propiedades comburentes del asfalto, deben tomarse medidas preventivas de incendio, durante el proceso, en el transporte y aún en el almacenamiento. Además, el asfalto al recibir radiaciones mayores de 10^7 rad (1 rad \approx 100 ergios/gramo) aumenta la elasticidad y blandura, descartando la posibilidad de utilizarse para los residuos de

alto nivel radiactivo.

Los principales sistemas relativos a la solidificación en asfalto son las siguientes: a).- Mol (Bélgica). b).- Marcoule (Francia). c).- ORNL (U.S.A.).

a).- SISTEMA MOL (Bélgica) (Diagrama No.25).

Consiste en alimentar los lodos que han sido deshidratados previamente por medio de congelación-descongelación:filtración al vacío hasta tener una humedad de 50 ~ 80%, y asfalto en una determinada proporción (Lodos:asfalto = 1 : 1 ~ 3 : 2 variando según las propiedades y características de los lodos y asfalto) a un tanque provisto de un agitador con cambios de velocidades y diferentes posiciones de las aspas (1,500 ~ 3,000 rpm), en el cual se efectúan el mezclado, calentamiento (hasta aproximadamente 220°C) y evaporación. Posteriormente, la mezcla aún caliente se desaloja por la parte inferior del tanque, repartiéndose en tambores en donde gradualmente se solidifican al enfriarse en forma natural. Aún cuando en el referido sistema, tanto las instalaciones como el proceso en sí son aparentemente simples, debido a la gran viscosidad y pequeña conductividad térmica del asfalto, en el mezclado y la evaporación se requiere de bastante

tiempo como de una gran energía calorífica para su realización.

b).- SISTEMA MARCOULE (Francia) (Diagrama No.26).

Los lodos que provienen de la precipitación de las aguas residuales originadas en la extracción II del reproceso del combustible y deshidratados previamente por filtración al vacío, se alimentan junto con la sustancia que induce la floculación (5 ~ 15% en peso del total de los lodos) y asfalto calentado con anterioridad a aproximadamente 125°C (Lodos:asfalto = 45/55 :80/100) a un aparato tubular colocado horizontalmente en cuyo interior se encuentra instalado un sinfín que realiza el mezclado y a la vez la transportación. La citada sustancia que induce la floculación disminuye la tensión superficial del asfalto haciendo que se forme durante el mezclado una masa pastosa compuesta de lodos-asfalto separándose del agua la cual es desalojada por el extremo inferior del aparato. Posteriormente dicha masa es conducida a otro aparato similar también provisto de un sinfín, en donde se efectúa la evaporación y secado por calentamiento (130° ~ 140° C) mientras se transporta a los tambores.

La humedad de los lodos a la salida es aproximadamente de 0.2%.

Como se ha hecho mención, la deshidratación en la primera etapa (primer aparato), no se realiza por evaporación sino por medio de sustancias que inducen la floculación a baja temperatura y de manera rápida en forma continua, por lo que el referido sistema es apto para procesar desechos radiactivos (mediano y bajo nivel) en cantidades industriales.

Sin embargo, al variar la clase y propiedades de los lodos, generalmente surge la necesidad de utilizar diferentes clases de sustancias que inducen la floculación que sean adecuadas. En el cuadro No.4.2b se anotan las principales sustancias mencionadas, según su clasificación.

c).- SISTEMA ORNL (U.S.A.) (Diagrama No.27).

La peculiaridad del referido sistema consiste en la utilización de un evaporador con agitador, por medio del cual se evapora y se deshidrata una mezcla de concentrados de las aguas residuales de mediano y bajo nivel radiactivo, con asfalto emulsificado.

Se alimentan al mencionado evaporador un volumen de asfalto (asfalto 63% en peso, humedad 35%, emulsificante 2% en peso) más dos volúmenes de concentrados resultantes de la evaporación, por separado. Al penetrar los dos distintos flujos al evaporador, se mezclan por medio de un agitador de fibra de vidrio y teflón instalado en el interior del evaporador, el cual a la vez por sus rápidas revoluciones, extiende dicha mezcla en forma de película en las paredes del referido evaporador que se encuentra a una temperatura de 160°C aproximadamente. Casi en forma simultánea se realiza la evaporación debido al espesor tan delgado de la capa de la mezcla que se adhiere en las paredes, con efectivo ahorro de tiempo y energía térmica. El mezclado de la misma manera, se logra realizar rápido y efectivamente. Sin embargo, en vista de que, como se ha comentado, las revoluciones del agitador son sumamente rápidas, y a la vez que el agitador efectúa el mezclado y el extendido en las paredes del evaporador, realiza también el raspado de la mezcla seca acumulada en las paredes, el desgaste de las aspas del agitador avanza en forma considerable, ascendiendo los costos de mantenimiento.

5. METODOS Y TRATAMIENTOS PARA LOS DESPERDICIOS RADIACTIVOS SOLIDOS.

Los desperdicios radiactivos sólidos al igual que los líquidos (aguas residuales), tienen generalmente como etapa final el almacenamiento. Por lo tanto, con miras al ahorro de espacio en el almacenaje, se someten a procesos de reducción volumétrica, siendo los principales (1) Incineración. (2) Compresión, y aparte existe el método de "corte", de "trituration", de fusión, etc. El método de "corte" se aplica regularmente a las reducciones volumétricas de maquinarias, estructuras obsoletas fuera de uso u otros desechos contaminados que se consideran de gran tamaño. El referido método de "corte" se realiza por medio de sopletes tal como el oxiacetilénico con operadores protegidos bajo vestimentas especiales. El método de "trituration" se aplica principalmente a recipientes u otros objetos contaminados hechos a base de vidrio. El de "fusión" consiste en fundir los desperdicios radiactivos en su mayoría metálicos o de plástico, para obtener su reducción volumétrica a través de las siguientes etapas: Calentamiento, fusión y enfriamiento.

5.1 INCINERACION (Diagrama No.28).

Es adecuado para procesar en grandes cantidades residuos radiactivos con propiedades comburentes, siendo en la actualidad el único método conocido para lograr reducciones volumétricas de cadáveres de animales contaminados o para materia comburente en polvo. El factor de descontaminación del presente método es mayor de 10^6 . Los gases de salida nocivos son purificados y descontaminados a través de una combinación de purificador, colector eléctrico de partículas, filtros (hechos a base de celulosa y asbesto o fibra de vidrio), etc.

En la incineración (Diagrama No.28) que se realiza en el Centro de Investigación Nuclear Tookai (Japón), aún cuando su objetivo principal es incinerar desechos contaminados radiactivos que comprenden papel, telas, madera, etc., reporta que continúa en incremento la cantidad de compuestos de cadena larga que aparecen mezclados en los citados desechos, a semejanza de la basura común de la ciudad, en particular, el policloruro de vinilo que expide el HCl y los productos de caucho que originan humos abundantes durante la incineración. Por tal razón, para

evitar en todo lo posible dichos inconvenientes, se realiza un proceso preliminar de selección para eliminar previamente los citados compuestos indeseables.

La composición global promedio de los desperdicios radiactivos que se someten a la incineración es la siguiente: Humedad menor que el 20%, porción comburente 70 ~ 75% en peso, no comburentes (vidrios, metales, etc.) 5 ~ 10% en peso. La cantidad de calor que generan es aproximadamente de 2,400 K cal/Kg.

Al presentarse en la incineración una combustión incompleta, se forman los alquitranes que ocasionan serios problemas en la etapa de purificación y descontaminación. Por lo cual, con el propósito de que la combustión tienda a ser completa, el incinerador se encuentra dividido en dos compartimentos en donde se realiza la primera y segunda incineración. Los gases nocivos que se producen se conducen al purificador Venturi (2) en donde son enfriados y purificados y en seguida pasando por el atrapador de neblina (3) se envían al ciclón (4). En el mencionado tramo la mayor parte de las partículas de gran tamaño, son detenidas y eliminadas. Posteriormente a una temperatura aproximada

de 80° C, en el colector eléctrico de partículas se atrapan las pequeñas partículas, asimismo, el alquitrán que se ha introducido a pesar de los dos compartimentos para la combustión que se encuentran instalados en el incinerador. A continuación, los gases secos que provienen del recalentador (7) se conducen a los filtros (8) para que finalmente descontaminados y con ayuda del eyector de gases (9) se liberen por la chimenea (10). Las cenizas que se producen en la incineración se someten al método de solidificación o concentración en cemento dentro de los tambores y posteriormente se almacenan. Las aguas residuales originadas por los purificadores, separadores de arrastres, etc. del orden de $10^{-4} \sim 10^{-5} \mu\text{Ci/ml.}$, se someten al método de evaporación. Las aguas de lavado del equipo se filtran y se mide su grado radiactivo con el fin de seleccionar y elegir algún método adecuado para proceder a su descontaminación.

El coeficiente global de descontaminación del referido método, es aproximadamente de 1.6×10^9 .

5.2 COMPRESION (Dibujos Nos.29 y 30).

Consiste en realizar la reducción volumétrica de los desperdicios radiactivos sólidos por medio del prensado.

Existen dos tipos principales de prensas: La vertical y la horizontal. Se someten al presente método de manera indiferente, tanto residuos radiactivos sólidos comburentes como no comburentes.

En el Centro de Investigación Nuclear Tookai (Japón), inicialmente se instalaron dos prensas; la No.1 con una presión total de 50 ton. (17 Kg/cm²) tipo vertical y la No.2 del mismo tipo, con una presión total de 250 ton. (85 Kg/cm²). Sin embargo, posteriormente se instaló una nueva unidad (prensa No.3, dibujo No.30) tipo horizontal con magníficos resultados sustituyendo a las dos primeras por las siguientes desventajas y problemas que se presentaron: (1) El tamaño máximo de los desperdicios radiactivos que pudieron ser prensados, era limitado por el diámetro y altura del tambor al que debían ser empacados. (2) Por cada tambor empacado fueron necesarios de 7 ~ 10 cambios de posiciones para impartir los impactos en diferentes lugares y así obtener la forma comprimida deseada, habiéndose requerido de 20 ~ 30 minutos para completar dicha operación. (4) En ocasiones, debido a los pedazos de metales que se encontraban mezclados dentro de los desperdicios radiactivos, al recibir los impactos de la prensa,

aparecían roturas y hasta destrucciones de los tambores. La citada prensa No.3 (Dibujo No.30), eliminó los problemas que han sido enumerados gracias a su diseño y mecanismo que difieren de la No.1 y la No.2 en lo siguiente: Es una prensa vertical con dos émbolos (martillos) que forman entre sí 90° . Inicialmente se prensan los residuos radiactivos solos en la forma de un tambor, cuyas dimensiones son escasamente menores que él. Posteriormente se abre la compuerta que permanecía cerrada durante el prensado para permitir la salida a los desperdicios radiactivos que han sido comprimidos, los cuales en seguida se empaacan en los tambores. Gracias al referido nuevo sistema de la prensa No.3, los desperdicios radiactivos sólidos con la imposibilidad de someterlos al prensado por sus grandes dimensiones se han logrado comprimirlos. Asimismo, se obtiene un coeficiente de reducción volumétrica considerablemente grande sin los citados temores ni impedimentos que se presentan en la prensa No.1 y No.2, siendo aplicable a una gran variedad de residuos radiactivos sólidos con un amplio margen tanto de sus dimensiones como de sus propiedades, y la operación global en sí, posee un caracter de gran sencillez y de fácil manejo. Sin embargo, por su mismo tipo

de operación, se producen abundantes polvos y neblinas contaminadas apareciendo la necesidad de instalar en el cuarto de prensa equipos o instalaciones protectoras como paredes construídas a base de resinas acrílicas o metálicas con mirillas y con una suficiente ventilación provista de filtros. Al finalizar la operación, se realiza un lavado total del equipo e instalaciones con agua, la cual después de convertirse en residual se le mide el grado radiactivo con el fin de elegir algún método adecuado para su descontaminación.

El referido método de compresión o de prensado, generalmente se enfoca hacia los desperdicios sólidos de bajo nivel radiactivo, puesto que para poder procesar a los de alto y mediano nivel, es necesario un sistema de protección mucho más estricto y preciso, ocasionando gastos considerablemente elevados por sus mismos equipos e instalaciones especiales. En particular, por razones de seguridad queda excluída la utilización del método en cuestión para desechos radiactivos sólidos que incluyan plutonio.

Comparando el método de "incineración" con el de "compresión", se obtiene la siguiente conclusión:

(1) Reducción volumétrica: incineración = $1/30 \sim 1/70$

compresión = $1/3 \sim 1/6$.

(2) Se consigue mayor seguridad en la incineración, puesto que se obtienen cenizas estables. (3) Gastos; incineración > compresión. (4) En la incineración; (i) Es fundamental la separación de las materias no comburentes. ii).- La necesidad de un sistema de descontaminación para los gases de salida de la combustión. iii).- El material del equipo debe ser anticorrosivo puesto que se originan vapores y gases altamente corrosivos, por ejemplo el HCl (g) que es producido al incinerar los cloruros de vinilo.

6. ALMACENAMIENTOS.

6.1 OBJETIVO PRINCIPAL Y SUS METODOS.

En vista de que en ciertos desperdicios radiactivos existen radioisótopos con una vida media extremadamente larga más de cien años hasta más de diez mil años y otros que incluyen a los que poseen vida media corta, pero sumamente dañinos y aún siendo radioisótopos con su grado de peligrosidad baja o mediana, según su concentración y su persistencia ocasionan perjuicios dignos de tomarse muy en consideración, surge la necesidad de aislarlos de la subsistencia humana durante un largo período y en ocasiones en forma indefinida a fin de conservar en todo lo posible su seguridad, la cual equivale precisamente al objetivo principal del almacenamiento que se divide en dos grandes grupos: En el Terrestre y en el Marítimo cuya utilización en el futuro será aún más amplia en el terreno industrial. (En la actualidad, a pesar de que se realizan profundas investigaciones y grandes esfuerzos al respecto, no se ha logrado establecer una técnica que anule en forma absoluta la exudación de los radioisótopos con una garantía del 100 % de seguridad.) Se efectúan al mismo tiempo, investigaciones en forma parcial, sobre los abandonos espacia-

les o cósmicos o bien el método de transmutación artificial en consideración de que existe la posibilidad de ser los más perfectos. El primero consiste en enviar al cosmos los desperdicios radiactivos de alto nivel por medio de cohetes espaciales y el segundo en convertir los radioisótopos de vida media larga, por ejemplo el ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{85}Kr , ^{99}Tc , ^{129}I , etc., en radioisótopos de vida media corta por medio de bombardeo de neutrones. A pesar de poseer una gran expectativa, su utilización práctica aún no se define.

6.2 ALMACENAMIENTOS TERRESTRES.

Se dividen a la vez en almacenamientos artificiales y naturales. Los primeros abarcan las instalaciones construídas por el Hombre con el propósito de aislar y conservar los desperdicios radiactivos, tales como tanques, almacenes, túneles, etc., y los segundos se refieren a aprovechamientos de accidentes naturales para el mismo fin, como por ejemplo, cavernas, capas terrestres, etc.

En ambos casos, como se ha hecho mención, no es posible por medio de la técnica contemporánea convertir en cero el valor de la exudación como el de la inmigración de los ra-

dioisótopos que se encuentran en conservación. Por lo tanto, la evaluación del grado de seguridad debe estimarse considerando dicha situación desfavorable que requiere de una constante y estricta vigilancia.

Los factores que intervienen en la estimación del grado de seguridad, generalmente son las siguientes:

(1) La velocidad de inmigración de los radioisótopos en el medio terrestre que circundan el lugar de conservación de los mismos. (2) Las posiciones y direcciones de las corrientes de aguas subterráneas. (3) La distancia de la zona de almacenamiento o conservación a los ríos o al mar. (4) Las características y propiedades de las capas terrestres que rodean la conservación o almacenamiento. (5) La distancia que existe desde el punto del almacenamiento o conservación a las zonas residenciales. (6) Condiciones pluviales que corresponden a la zona de almacenamiento o de conservación.

En el diagrama No.6.2 A se demuestran las principales trayectorias que obedecen los radioisótopos hasta penetrar al cuerpo humano.

A. ALMACENAMIENTOS ARTIFICIALES.

Para evitar en todo lo posible la contaminación am-

biental debido a las infiltraciones o fugas de los radioisótopos incluidos en los residuos radiactivos en conservación, una de las mejores maneras que en la actualidad se conoce es el almacenamiento o conservación en instalaciones artificiales (tanques, almacenes, túneles, etc.) que se encuentran diseñadas y construidas adecuadamente según los niveles radiactivos, propiedades y características de los desperdicios radiactivos a conservar o almacenar, conociéndose con toda exactitud tanto las estructuras como las localizaciones de las citadas instalaciones, cuyos datos facilitan y favorecen a establecer una estricta vigilancia y en casos necesarios es posible efectuar traslados de los residuos radiactivos.

a. ALMACENES O DEPOSITOS.

Las investigaciones relativas a almacenes o depósitos de concreto, se efectúan principalmente en Chalk River (Canadá) o en ORNL (Oak Ridge National Laboratory) (U.S.A.) en forma muy profunda y en NRTS (National Reactor Testing Station) (U.S.A.) se ha comprobado su utilización práctica, citándose como ejemplo el almacén subterráneo para desperdi-

cios radiactivos de alto nivel (Dibujo No.31) provisto de un sistema de enfriamiento por medio de circulación forzada de aire y en forma individual para cada recipiente. De dispersión térmica natural, son los almacenes construídos a base de concreto e instalados aproximadamente a 3 metros debajo de la superficie terrestre. En estos casos, el calor originado debido a la desintegración de los radioisótopos se dispersa a través del concreto hacia la tierra en forma natural.

En Francia, una gran parte de los desperdicios radiactivos se conservan en enormes silos provistos con sistemas de: ventilación, iluminación, extinguidores, etc. Asimismo, en Japón se encuentran instalados varios tipos de almacenes como depósitos a fin de conservar o almacenar los residuos radiactivos según sus niveles, los cuales se producen en las plantas nucleoelectricas, en los centros de investigaciones nucleares, plantas que utilizan radioisótopos, etc.

b. TANQUES DE REPOSO.

Su función principal es la de disminuir o eliminar el grado radiactivo de las aguas residuales por medio del

reposo, al mismo tiempo que comprende la conservación de las mismas. Por ejemplo, el tanque de reposo de la Atlantic Richfield Hanford (Dibujo No.7) instalado en Richland (U. S. A.) con una capacidad total de 3,785 m³ y construido a base de acero dulce, se encuentra cubierto por otro tanque hecho del mismo material, el cual a la vez está rodeado por una capa de concreto de 15.2 cm de espesor. En el interior del tanque principal, se encuentra instalado un sistema de circulación de aire de enfriamiento que revuelve las aguas residuales por medio de burbujeo, con el fin de disipar las zonas de calentamiento. También posee un detector de fugas que abarca toda la superficie exterior del tanque principal. Los gases y vapores contaminados que se originan dentro del citado tanque, son conducidos al separador de aerosoles, condensador y filtro. El condensado resultante se regresa nuevamente al mismo tanque.

Los concentrados de las aguas residuales de alto nivel radiactivo como las que se originan en la extracción I del reproceso del combustible nuclear, en varios países del mundo se conservan en tanques subterráneos similares al mencionado. En dichos reposos, aún cuando los radioisótopos de

vida media corta se desintegran rápidamente, los de vida media larga tales como el ^{137}Cs , ^{90}Sr , etc., requieren para su completa desintegración aproximadamente 100 años de reposo, por lo que estimando la duración de un tanque de 20 ~ 50 años, serían necesarias varias renovaciones del tanque para poder continuar la conservación, con bastante riesgo de fugas de los radioisótopos al realizar el intercambio. Asimismo, surgen los problemas referentes a la elección de medidas y tratamientos que deben aplicarse al tanque contaminado que ha sido renovado y ha quedado en calidad de desperdicio. Aún después de la renovación, se interponen los peligros de fugas de los radioisótopos debido a temblores, corrosiones, incidentes, etc., siendo de imperiosa necesidad una estricta y constante vigilancia.

Las medidas de seguridad relativas a los tanques de reposo son las siguientes: (1) La selección acertada del material del tanque para cada índole de aguas residuales radiactivas a conservar. (2) Instalaciones, tratamientos y vigilancia para los gases o vapores contaminados que generalmente se producen por el calentamiento debido a la desintegración de los radioisótopos en los concentrados de las

aguas residuales de alto nivel radiactivo. (3) La instalación de un tanque protector que cubra al tanque principal y ambos a la vez se encuentren circundados por una capa de concreto, como medidas preventivas para los casos de fugas. (4) Detector de fugas que abarque toda la superficie exterior del tanque principal. (6) Diseño adecuado del tanque contra calentamientos (serpentines con agua de enfriamiento, burbujeo con aire, etc.), así como la instalación de purificadores, ciclones, separador de aerosoles, etc., con el propósito de descontaminar los gases o vapores nocivos que se originan.

c. CONSERVACIONES EN TUNEL (Dibujo No.34).

En Savannah River (U.S.A.) y en Richland (U.S.A.) se realizan estudios e investigaciones muy profundas sobre las conservaciones de aguas residuales radiactivas en túneles construidos dentro de capas terrestres impermeables. En el que se muestra como ejemplo (Dibujo No.34), las aguas residuales radiactivas son bombeadas a través del descenso auxiliar por medio pipas al túnel de almacenamiento o de conservación, el cual se encuentra aislado por dos paredes protec-

toras de concreto con el túnel de acceso central, y situado a la vez dentro de una capa rocosa profunda y gruesa, siendo la capa inmediata superior de arcilla, también de un gran espesor, ambas reforzando de manera efectiva la protección contra las infiltraciones o inmigraciones de los radioisótopos.

d. ALMACENAMIENTOS O CONSERVACIONES EN MINAS
ABANDONADAS (Dibujo No.32).

Entre las diferentes clases de minas abandonadas (de minerales, carbón de piedra, sal, etc.), en la actualidad las que en mayor grado son aprovechadas, son las minas abandonadas de sal para las conservaciones de residuos radiactivos, enterrándolos en los espacios vacíos en donde se encontraban las capas de sal por millones de años.

La NAS (National Academy of Science) (U.S.A.) recomienda el referido método de conservación, como uno de los mejores y el más prometedor para el futuro. En ORNL (Oak Ridge National Laboratory) (U.S.A.) se realizan investigaciones muy activas al respecto, considerando que sea el más adecuado para conservar o almacenar desperdicios radiactivos

de alto nivel, puesto que existe una gran probabilidad de que la conservación sea prolongada por miles de años, ya que en esos mismos lugares perduraron las capas de sal durante un período increíblemente largo, siendo un lapso suficiente de reposo para la desintegración de la mayoría de los radioisótopos.

Considerando como ejemplo el que ha sido desarrollado y puesto en práctica por ORNL (U.S.A.) (Dibujo No.32), inicialmente son transportados los recipientes que contienen aguas residuales provenientes del reproceso del combustible nuclear las cuales han sido concentradas y sometidas al método de solidificación, hasta el acceso de la mina de sal abandonada. Posteriormente, por medio de una grúa son bajados hacia el interior de la mina hasta aproximadamente 300 metros de profundidad, en donde se trasladan a un carrito para ser conducidos a las fosas que con anterioridad han sido preparadas dentro de los compartimentos de la mina. Los citados recipientes con residuos radiactivos se colocan dentro de las fosas, cubriéndose la parte superior con una capa de sal de 6 ~ 8 pies (1.83 ~ 2.44 metros) de espesor.

Las principales razones para decidir que las conser-

vaciones de residuos radiactivos en minas de sal abandonadas sea ventajoso, son las siguientes:

- (1) Las minas de sal abandonadas poseen una gran resistencia contra la presión en forma similar al concreto.
- (2) Generalmente las referidas minas de sal abandonadas, se encuentran rodeadas por otras capas terrestres impermeables, las cuales protegen y aíslan la infiltración de las corrientes de agua subterráneas.
- (3) Por lo común, las minas en cuestión se encuentran situadas a una gran distancia y sin mucha relación con la subsistencia tanto humana como animal.
- (4) La sal es un buen conductor térmico, favoreciendo por lo tanto, la dispersión calorífica en caso de que surjan calentamientos debido a la desintegración de los radioisótopos.
- (5) Por la misma condición favorable citada en el (2), existe una considerable protección contra las inmigraciones de los radioisótopos en caso de fugas.
- (6) Las mencionadas minas presentan una formidable resistencia contra las radiaciones.
- (7) En la mayoría de los países existen minas de sal abandonadas que son propicias para dichas conservaciones.



(8) Los gastos globales de la referida conservación resultan relativamente bajos.

En Alemania, se realizaron conservaciones de desperdicios radiactivos sólidos de bajo nivel en la mina de sal Asse, vía experimental con futuros proyectos de utilizar dicho método en escala industrial. Al parecer existen grandes propósitos de conservar o almacenar la mayoría de los desperdicios radiactivos que se originan en todo el país en minas de sal que han sido abandonadas ya sea por agotamiento u otras causas. En Japón debido a que las adecuadas minas de sal son realmente escasas, se ha concentrado la investigación de esta índole en las conservaciones de desperdicios radiactivos en minas de metal o carbón de piedra en estados inactivos, considerándose como primera condición el no tener corrientes subterráneas de agua en sus cercanías. En las minas de metal, en caso de que exista alguna circulación de agua que contenga sustancias corrosivas disueltas como el ácido sulfúrico, se presenta el problema de corrosión de los recipientes, dispuestos a un gran peligro de fugas de los radioisótopos. Y para los casos de minas de carbón de piedra, prevalece el temor de que existan corrientes subterráneas de

agua en sus cercanías, motivando a que ambas clases de minas (de metales y de carbón de piedra) de ninguna manera sean aptas para conservaciones o almacenamientos de desperdicios de alto nivel radiactivo.

B. ALMACENAMIENTOS NATURALES

a. ENTIERROS.

Consiste en enterrar los desperdicios radiactivos ya sea en forma directa a la tierra o bien en fosas con forros de concreto o metálicos, las cuales una vez llenadas se cubren y se protegen con tierra, concreto, asfalto, etc. En el presente método, se estima que gracias al gran poder tanto absorbente como adsorbente de la tierra, sea posible evitar la contaminación ambiental.

Al efectuar dichos entierros, deben cumplirse los siguientes requisitos:

- (1) El método de "entierro" debe ser limitado exclusivamente para residuos radiactivos de bajo nivel.
- (2) La zona del entierro debe tener lluvias escasas durante todo el año, sin corrientes subterráneas próximas. Al mismo tiempo, debe ser un terreno seco con propiedades favorables

que logren controlar las infiltraciones o inmigraciones de los radioisótopos.

(3) El lugar de entierro debe encontrarse alejado de la subsistencia humana.

(4) Las medidas de protección así como de vigilancia contra las infiltraciones o fugas de los radioisótopos, deben ser suficientes y efectivas.

Cumpliendo los mencionados requisitos, por su ventaja económica se prevee que posiblemente se convierta en uno de los métodos de mayor utilización y difusión en el futuro para la conservación de desperdicios radiactivos de bajo nivel.

En Europa, varios países bajo una estricta selección del terreno y limitando las zonas de entierro, han puesto en práctica el método en cuestión.

En Japón rigen reglamentos sumamente rigurosos para poder realizar dichos entierros debido a su reducido territorio y por la protesta de sus mismos habitantes. Los residuos radiactivos de bajo nivel que se desean enterrar después de haber escogido el lugar adecuado, obligatoriamente deben ser incinerados, solidificados en cemento o en concreto, etc., y

sellados en contenedores que garanticen la protección de las infiltraciones de los radioisótopos, y finalmente deben ser colocados en fosas de concreto, perfectamente bien cubiertos con tierra y concreto, quedando determinantemente prohibidos los entierros directos en los cuales la única protección contra las fugas de los radioisótopos, es la misma tierra. A pesar de las mencionadas dificultades, el referido método es considerado como uno de los mejores si se cumplen los requisitos con anterioridad citados, por lo que, los estudios e investigaciones relativas no se han suspendido. Sin embargo, se teme que al intentar su utilización práctica surja el serio problema de tener que convencer que dicho método posee un gran margen de seguridad a un pueblo que ha sufrido y continúa experimentando los graves efectos y estragos causados por la radiactividad.

b. LIBERACIONES EN CAPAS TERRESTRES.

En este método son aprovechadas las capas de sal, capas calizas, pozos petrolíferos o de gas natural en estados inactivos por agotamiento para inyectar las aguas residuales radiactivas. En vista de que las mencionadas venas al encon-

trarse bajo las citadas condiciones en agotamiento registran bajas presiones, afortunadamente se facilita considerablemente la operación. Para esta índole de liberaciones es menester realizar estudios previos de las características y propiedades de las capas terrestres adyacentes, a la que precisamente se proyecta la liberación, las cuales deben ser impermeables y de gran espesor. Asimismo, la capa en cuestión para las liberaciones debe estar alejada de las corrientes subterráneas de agua, a fin de evitar las inmigraciones por su conducto. (Dibujo No.33).

c. LIBERACIONES TERRESTRES POR INFILTRACION.

En terrenos alejados de la subsistencia humana con condiciones atmosféricas, hidrológicas y geológicas adecuadas para la liberación de aguas residuales radiactivas de bajo nivel (lluvias escasas, no tener corrientes subterráneas de agua en sus proximidades y que las capas terrestres que pertenecen a la zona de liberación se encuentren distribuidas de tal manera que las aguas residuales radiactivas al ser liberadas en la superficie terrestre, por infiltración penetren profundamente hasta llegar a una zona circun-

dada por capas impermeables), se cavan canales o pozos en los cuales se vierten las aguas de desecho que poseen bajo nivel radiactivo y que han sido sometidas a tratamientos previos para eliminar los radioisótopos de vida media larga.

Aún cuando aparenta ser un método económico, en realidad incluyendo los gastos de estudios e investigaciones para elegir y seleccionar la zona de liberación y los que se invierten para el citado proceso de eliminación de los radioisótopos de vida media larga, por ejemplo el ^{90}Sr , ^{137}Cs , etc., y además los que corresponden a la vigilancia estricta y constante que requiere por su gran riesgo de contaminación, de ninguna manera podría clasificarse como un método del todo económico.

En Hanford, Savannah River y Chalk River de los Estados Unidos de América se realizan investigaciones al respecto considerando que el referido método sea necesario y adecuado para varias plantas nucleares que se encuentran a una gran distancia del mar, enfrentándose a diversos problemas y obstáculos para efectuar los abandonos marítimos de los desperdicios radiactivos.

6.3 ABANDONOS MARITIMOS.

Consiste en sumergir y abandonar los residuos radiactivos empacados y sellados en recipientes especiales en los fondos marítimos a 2,000 ~ 10,000 metros de profundidad, considerando que aún cuando existan exudaciones de los radioisótopos en los abandonos, inevitables con la técnica contemporánea, gracias al inmenso y vasto volumen marítimo se logre una plena difusión o disolución tal que no ocasionaría alteraciones perceptibles a la misma radiactividad natural que posee el mar.

La mayor parte de la radiactividad artificial que existe en el mar en la actualidad que aqueja a la humanidad entera, es originada principalmente por los experimentos de explosivos nucleares que se realizan en su seno, siendo una de las fuentes de contaminación marítima de mayor magnitud y uno de los grandes problemas internacionales. Asimismo, otros de los agentes que contaminan las aguas marinas, son las naves, en particular, los submarinos que navegan con propulsión a base de energía nuclear.

Inicialmente en los Estados Unidos de América, era utilizado con mucha frecuencia el referido método de abandonos

marítimos, sin embargo, debido al resultado desfavorable que se obtuvo al realizarse un balance comparativo con el terrestre, cuyas desventajas del marítimo consistían principalmente en los altos costos que se invierten en los tratamientos preliminares de los desperdicios radiactivos, así como los relativos a la transportación, embarcación, etc., y debido también a la fuerte e insistente protesta de carácter internacional, en la actualidad existen muchos indicios de que han sido disminuídos los citados abandonos marítimos. Para los países con vastos territorios como el mencionado, los abandonos marítimos no ocupan un papel tan importante como lo es para los países con reducidos territorios y que estiman se producirá una gran cantidad de desperdicios radiactivos en el futuro, tales como Inglaterra, Japón y varios países de Europa.

A. RECIPIENTES PARA ABANDONOS MARITIMOS.

Los recipientes de desperdicios radiactivos para abandonos marítimos considerando en primer término la mayor protección posible contra las exudaciones de los radioisótopos, en un medio que deben soportar enormes presiones, han

sido diseñados los tres principales tipos siguientes:

- a. RECIPIENTES SELLADOS HERMETICAMENTE CON RESISTENCIA A ALTAS PRESIONES.

Puesto que en este caso se atribuye la resistencia contra las altas presiones exclusivamente al recipiente sin ninguna colaboración del contenido (no se comprimen ni se solidifican los residuos radiactivos que se sellan dentro del recipiente para reforzar la resistencia contra la presión por su misma dureza), es necesario que el espesor del recipiente sea lo suficientemente grueso para soportar las enormes presiones de los fondos oceánicos, contrayendo la desventaja de que si se desea mantener el mismo volumen exterior de los otros tipos de recipientes, el volumen interior disponible para conservar los residuos radiactivos se reduce, ocupando un espacio mayor tanto en los transportes como en las embarcaciones. Pero, por otro lado, la protección contra la exudación de los radioisótopos aumenta. Por lo que, bajo la garantía de un amplio margen de seguridad, se estima que podría ser utilizado en el futuro en escalas industriales. Sin embargo, el problema estriba en que para

poder cumplir y mantener el citado amplio margen de protección en una profundidad marítima mayor de 2,000 metros, los costos de fabricación de los mencionados recipientes resultarían sumamente elevados. Dentro del referido tipo, el más general y económico, es el recipiente que consiste en un tambor con forro interior de concreto y una tapa circular hecha a base de varillas y concreto.

b. RECIPIENTES CON RESISTENCIA A ALTAS PRESIONES
CON LA COLABORACION DEL ESTADO CONSISTENTE
DEL CONTENIDO.

Consiste en llenar los recipientes con residuos radiactivos los cuales previamente han sido sometidos a los métodos de solidificación en cemento o en asfalto o bien al método de "compresión" colaborando por su misma consistencia a reforzar la resistencia contra las altas presiones. Gracias a la mencionada colaboración, las paredes de los recipientes pueden ser más delgadas que el primer tipo, teniendo como ventaja un mayor espacio interior disponible, pero al mismo tiempo, aumenta la probabilidad de que el grado de exudación de los radioisótopos incremente.

c. RECIPIENTES CON DISEÑO O CON DISPOSITIVO PARA CONTROLAR LAS ALTAS PRESIONES.

En los recipientes se encuentran instalados válvulas o tubos que controlan o nivelan la presión interior con la presión exterior según avanza la inmersión en los abandonos marítimos. También se incluyen al presente grupo los recipientes tipo "acordeón" los cuales según la intensidad de presión a que son sometidos, disminuyen o aumentan su volumen interior, evitando de esa manera roturas parciales o la destrucción de los recipientes a causa de las altas presiones.

Debido a su mismo sistema de control de presión, el referido tipo de recipientes se encuentran propensos a la posibilidad de fugas de los radioisótopos, y por consiguiente su utilización se limita exclusivamente para residuos radiactivos de bajo nivel. Sin embargo, en la práctica resulta un poco mayor la presión exterior que la interior, impidiendo favorablemente la difusión de los radioisótopos hacia el exterior.

Aparte de los tipos de recipientes que han sido comentados, se encuentra en la fase de estudio aquellos que pudie-

ran fabricarse a base vinilo o polietileno, los cuales descartan el temor y la probabilidad de que surjan corrosiones como las que se presentarían en los casos de conservaciones en tambores, asimismo, debido a su flexibilidad demostrarán una mayor resistencia contra los efectos de las altas presiones.

7. PLANTA NUCLEOELECTRICA EN MEXICO.

7.1 DESCRIPCION DEL PROYECTO.

La Estación de Energía Nuclear Laguna Verde será instalada en el área conocida como "Laguna Verde" ubicado al Norte de la población Palma Sola, y a unos 70 Km. de la Ciudad de Veracruz, Estado de Veracruz. Su acceso es por la carretera Mex. 180 Tuxpan-Puerto Juárez, Villa Cardel-Nautla. La Comisión Federal de Electricidad construirá una vía de comunicación con una longitud aproximada de 2 Km. que conectará a la mencionada carretera en el Kilómetro 44.5 .

Esta planta consistirá en dos unidades en las que cada unidad comprende un reactor nuclear tipo BWR (Boiling Water Reactor) y una turbina flotante cuádruple Tandem compuesta. Cada unidad de los turbogeneradores tendrá una capacidad nominal de 674,480 KW a 1,800 rpm., cuando se abastece vapor saturado a 970 PSIA. La fuerza generada será convertida al sistema 400 KV por medio de transformadores de dos pasos.

7.2 SISTEMA DE CONTROL DE DESECHOS RADIACTIVOS.

Los sistemas para los desechos radiactivos están diseñados para procesar y remover los desechos generados durante la operación de la Planta. Estos desechos pueden ser: Líquidos, sólidos o gaseosos.

7.21 SISTEMA PARA DESECHOS RADIACTIVOS GASEOSOS.

Los desechos radiactivos gaseosos serán tratados por un sistema de adsorción en lechos de carbón, tubería para retención, prefiltro y posfiltro, antes de ser descargados a la atmósfera. El objetivo de diseño para la descarga normal de gas, debe ser tal que la dosis resultante en las fronteras del sitio sea lo más bajo posible.

7.22 SISTEMA PARA DESECHOS RADIACTIVOS LIQUIDOS.

El sistema para desechos radiactivos líquidos se diseñará de tal forma que la dosis de radiación ambiental debida a los materiales radiactivos en cualesquiera de los líquidos descargados de la Planta durante la operación no se exceda de los límites propuestos en el apéndice I del 10CFR50. El agua procesada a través del sistema para de-

sechos radiactivos líquidos será retenida en la Planta , toda la cantidad posible para poder mantener un balance general del agua en la Planta. El exceso del agua procesada será descargada al Golfo de México, después del muestreo y análisis requeridos para su liberación controlada.

7.23 SISTEMA PARA DESECHOS RADIATIVOS SOLIDOS.

El sistema para desechos radiactivos sólidos húmedos es una continuación del sistema para desechos radiactivos líquidos. Los desechos radiactivos húmedos comprenden principalmente: Resinas agotadas, concentrado del evaporador, y los lodos del filtrado, que serán acumulados en tanques de desechos que a la vez servirán como tanques de almacenamiento.

Los desechos secos comprenden: Filtros, papeles, trapos, etc. de la áreas contaminadas, herramientas y partes del equipo que no pueden ser descontaminadas efectivamente y desechos sólidos de laboratorio. La actividad de estos es lo suficientemente baja para permitir su manejo por contacto. Estos desechos serán recolectados en conte-

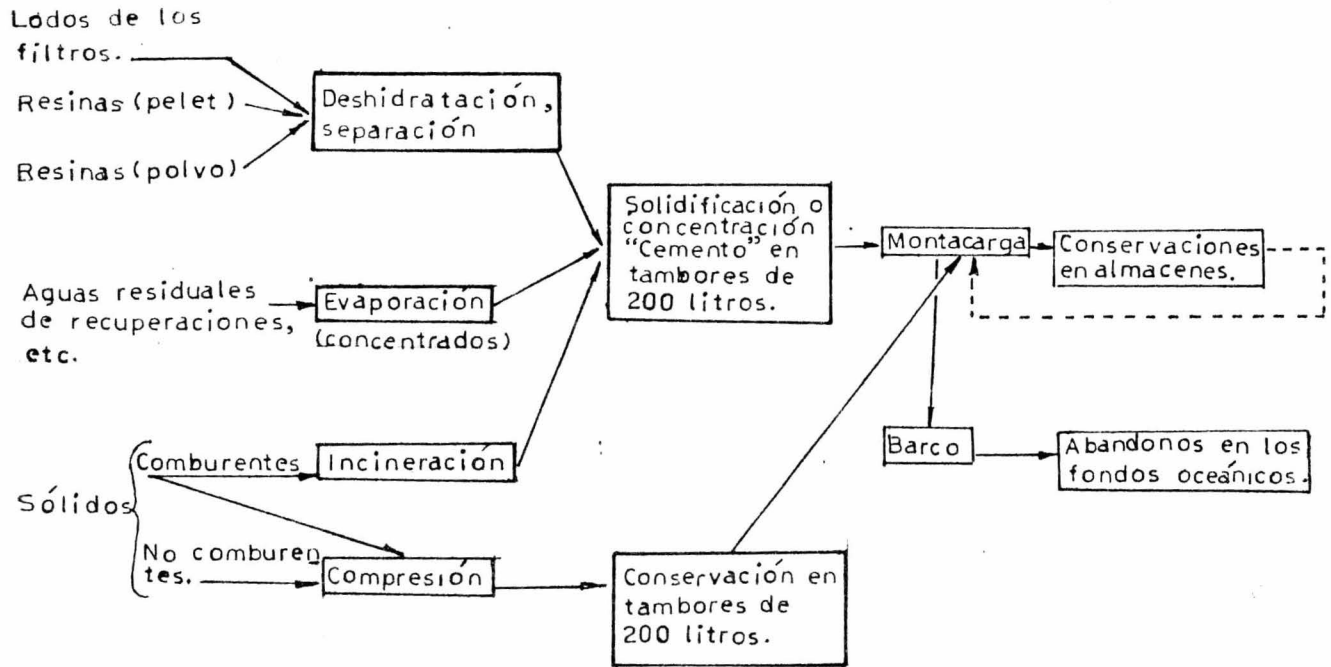
nedores ubicados en zonas apropiadas alrededor de la Planta durante la operación y el mantenimiento. Los contenedores llenos se sellarán y se transportarán a un área cerrada de acceso controlado para su almacenamiento.

8. CONCLUSION.

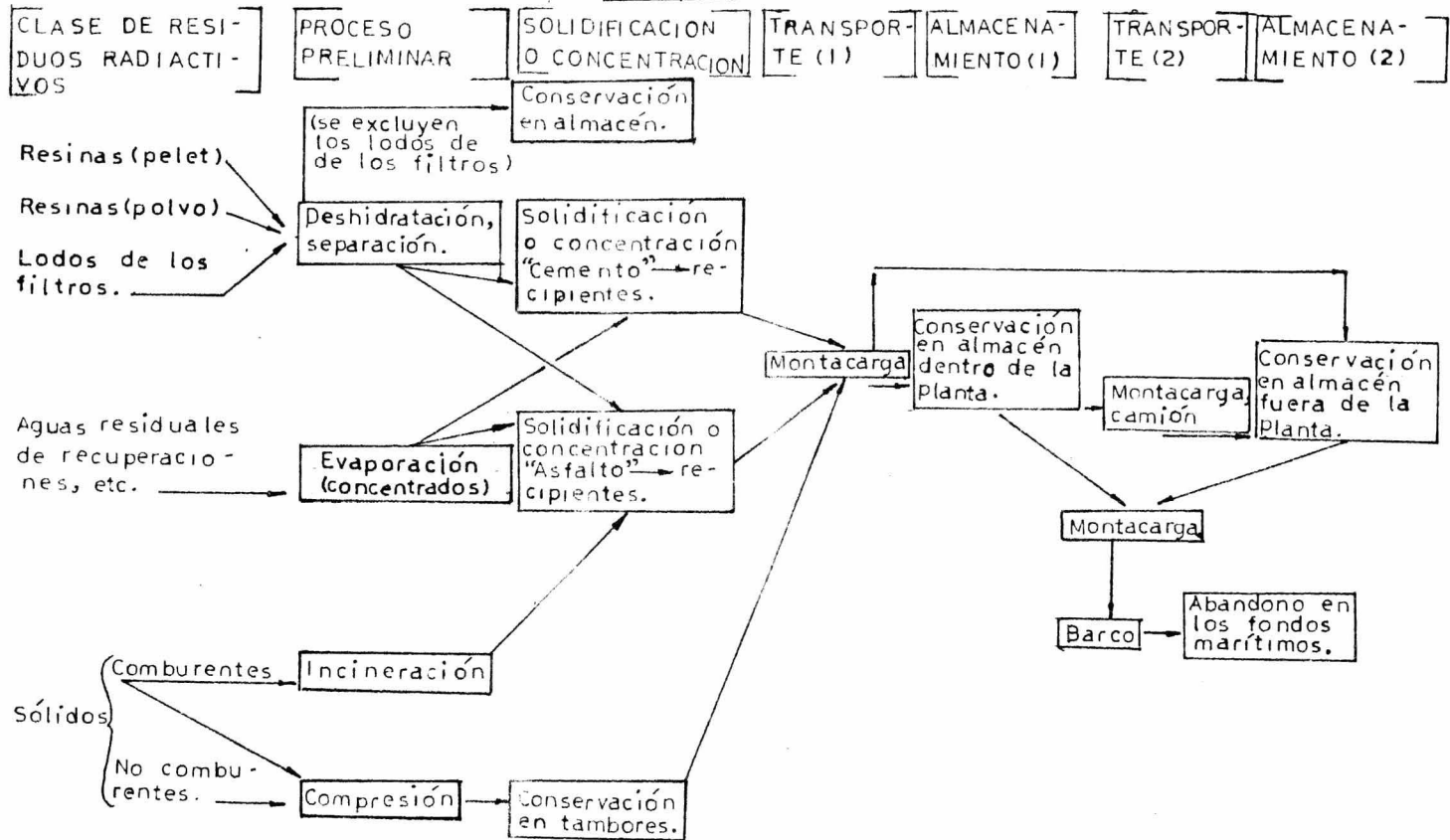
El extraordinario desarrollo industrial contemporáneo que ofrece grandes beneficios a la humanidad, agota en forma acelerada los recursos naturales no renovables, en particular los energéticos petrificados. En estas condiciones, el futuro campo de acción de la energía nuclear para fines pacíficos se estima que sea de dimensiones enormes, sobre todo por el abastecimiento de energía producida en las plantas nucleoelectricas. Sin embargo, es de imperioso menester la protección contra los estragos de la radiactividad que ocasionan los desperdicios radiactivos.

Para cumplir en todo lo posible tal propósito, en lo siguiente se resumen en tres sistemas los procesos que se encuentran a disposición de las diferentes clases de desperdicios radiactivos que principalmente pueden ser originados en una planta nucleoelectrica.

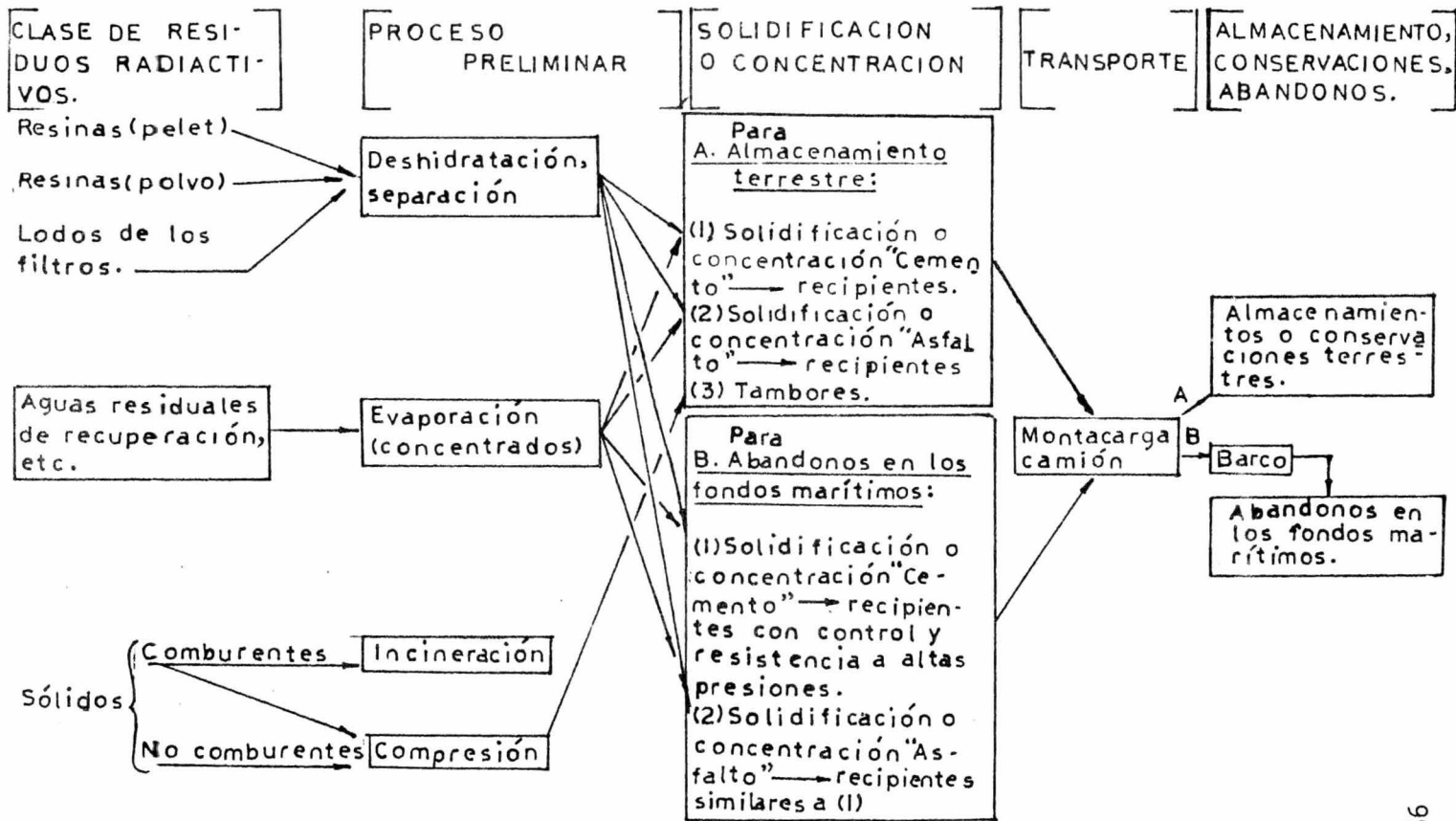
SISTEMA "A"



SISTEMA "B"



SISTEMA C



Espero sinceramente que a través de esta pequeña aportación surja la inspiración hacia las resoluciones de infinitas cuestiones aún ocultas, por el verdadero bien de la gran humanidad.

TABLA No.1 Máxima concentración permisible de isótopos radiactivos por la I.C.R.P. (International Commission on Radiological Protection.)

RADIOISÓTOPOS.	VIDA MEDIA	GRADO DE PELIGROSIDAD	MAXIMA CONCENTRACION PERMISIBLE	
			EN EL AIRE ($\mu\text{Ci}/\text{cm}^3$)	EN EL AGUA ($\mu\text{Ci}/\text{cm}^3$)
1H^3 (H_2O)	12.262 años	ligero	2×10^{-6}	3×10^{-2}
6C^{14} (CO_2)	5,570 años	ligero	1×10^{-6}	8×10^{-3}
4Na^{24}	14.97 horas	mediano	5×10^{-8}	3×10^{-4}
14Si^{31}	2.62 horas	ligero	3×10^{-7}	2×10^{-3}
15P^{32}	14.22 días	mediano	2×10^{-8}	2×10^{-4}
16S^{35}	87 días	mediano	9×10^{-8}	6×10^{-4}
17Cl^{36}	3.8×10^5 años	mediano	8×10^{-9}	6×10^{-4}
18Ar^{41}	110 minutos	mediano	4×10^{-7}	-
19K^{42}	12.52 horas	mediano	4×10^{-8}	2×10^{-4}
20Ca^{45}	164 días	alto	1×10^{-8}	9×10^{-5}
20Ca^{47}	4.7 días	alto	6×10^{-8}	3×10^{-4}
25Mn^{52}	5.60 días	mediano	5×10^{-8}	3×10^{-4}
25Mn^{54}	291 días	mediano	1×10^{-8}	1×10^{-3}
26Fe^{55}	2.60 años	mediano	3×10^{-7}	8×10^{-3}
26Fe^{59}	45.1 días	alto	2×10^{-8}	5×10^{-4}
27Co^{60}	5.24 años	mediano	3×10^{-9}	3×10^{-4}
28Ni^{63}	125 años	mediano	2×10^{-8}	3×10^{-4}
29Cu^{64}	12.80 horas	mediano	4×10^{-7}	2×10^{-3}
33As^{76}	26.4 horas	mediano	3×10^{-8}	2×10^{-4}

RADIOISOTOPOS.	VIDA MEDIA	GRADO DE PELIGROSIDAD	MAXIMA CONCENTRACION PERMISIBLE	
			EN EL AIRE ($\mu\text{Ci}/\text{cm}^3$)	EN EL AGUA ($\mu\text{Ci}/\text{cm}^3$)
$^{33}\text{As}^{77}$	38.7 horas	mediano	1×10^{-7}	8×10^{-4}
$^{36}\text{Kr}^{85}$	10.3 años	mediano	3×10^{-6}	-
$^{38}\text{Sr}^{89}$	50.5 días	alto	1×10^{-8}	1×10^{-4}
$^{38}\text{Sr}^{91}$	9.67 horas	alto	9×10^{-8}	5×10^{-4}
$^{38}\text{Sr}^{90}$	27.7 años	Extr.alto	4×10^{-10}	4×10^{-6}
$^{39}\text{Y}^{90}$	64.2 horas	Extr.alto	3×10^{-8}	2×10^{-4}
$^{39}\text{Y}^{91}$	57.5 días	alto	1×10^{-8}	3×10^{-4}
$^{39}\text{Y}^{92}$	3.60 horas	mediano	1×10^{-7}	6×10^{-4}
$^{39}\text{Y}^{93}$	10.4 horas	mediano	5×10^{-8}	3×10^{-4}
$^{40}\text{Zr}^{95}$	65 días	mediano	1×10^{-8}	6×10^{-4}
$^{40}\text{Zr}^{97}$	17.0 horas	ligero	3×10^{-8}	2×10^{-4}
$^{41}\text{Nb}^{95}$	35 días	mediano	3×10^{-8}	1×10^{-4}
$^{41}\text{Nb}^{97}$	72.1 minutos	ligero	2×10^{-6}	9×10^{-3}
$^{42}\text{Mo}^{99}$	66.0 horas	mediano	7×10^{-8}	4×10^{-4}
$^{44}\text{Ru}^{103}$	39.8 días	mediano	3×10^{-8}	8×10^{-4}
$^{44}\text{Ru}^{106}$	1.0 años	alto	2×10^{-9}	1×10^{-4}
$^{45}\text{Rh}^{106}$	30 segundos	alto	2×10^{-9}	1×10^{-4}
$^{45}\text{Rh}^{103m}$	57 minutos	ligero	2×10^{-5}	1×10^{-1}
$^{45}\text{Rh}^{105}$	36.5 horas	mediano	2×10^{-7}	1×10^{-3}
$^{52}\text{Te}^{132}$	77.7 horas	mediano	4×10^{-8}	2×10^{-4}
$^{53}\text{I}^{131}$	8.08 días	alto	3×10^{-9}	2×10^{-5}

RADIOISOTOPOS.	VIDA MEDIA	GRADO DE PELIGROSIDAD	MAXIMA CONCENTRACION PERMISIBLE	
			EN EL AIRE ($\mu\text{C}/\text{cm}^3$)	EN EL AGUA ($\mu\text{C}/\text{cm}^3$)
$^{132}_{53}\text{I}$	2.26 horas	mediano	8×10^{-8}	6×10^{-4}
$^{133}_{53}\text{I}$	20.8 horas	mediano	1×10^{-8}	7×10^{-5}
$^{155}_{53}\text{I}$	6.68 horas	mediano	4×10^{-8}	2×10^{-4}
$^{133}_{54}\text{Xe}$	5.27 días	mediano	3×10^{-6}	-
$^{135}_{54}\text{Xe}$	9.13 horas	mediano	1×10^{-6}	-
$^{137}_{55}\text{Cs}$	26.6 años	mediano	5×10^{-9}	2×10^{-4}
$^{137\text{m}}_{56}\text{Ba}$	2.60 minutos	mediano	5×10^{-9}	2×10^{-4}
$^{140}_{56}\text{Ba}$	12.8 días	alto	1×10^{-5}	2×10^{-4}
$^{140}_{57}\text{La}$	40.22 horas	mediano	4×10^{-8}	2×10^{-4}
$^{141}_{58}\text{Ce}$	33.1 días	mediano	5×10^{-8}	9×10^{-4}
$^{143}_{58}\text{Ce}$	33 horas	mediano	7×10^{-8}	4×10^{-4}
$^{144}_{58}\text{Ce}$	285 días	alto	2×10^{-9}	1×10^{-4}
$^{144}_{59}\text{Pr}$	17.27 minutos	alto	2×10^{-9}	1×10^{-4}
$^{147}_{60}\text{Nd}$	11.06 días	mediano	8×10^{-8}	6×10^{-4}
$^{147}_{61}\text{Pm}$	2.64 años	mediano	2×10^{-8}	2×10^{-3}
$^{149}_{61}\text{Pm}$	54 horas	mediano	8×10^{-8}	4×10^{-4}
$^{199}_{79}\text{Au}$	3.14 días	mediano	3×10^{-7}	2×10^{-3}
$^{203}_{80}\text{Hg}$	46.9 días	alto	2×10^{-8}	2×10^{-4}
$^{210}_{82}\text{Pb}$	19.4 años	alto	4×10^{-11}	1×10^{-6}
$^{212}_{82}\text{Pb}$	10.64 horas	alto	6×10^{-9}	2×10^{-4}
$^{206}_{83}\text{Bi}$	6.4 días	alto	5×10^{-8}	4×10^{-4}

(Continuación).

RADIOISOTOPOS.	VIDA MEDIA	GRADO DE PELIGROSIDAD	MAXIMA CONCENTRACION PERMISIBLE	
			EN EL AIRE ($\mu\text{Ci}/\text{cm}^3$)	EN EL AGUA ($\mu\text{Ci}/\text{cm}^3$)
$^{207}\text{Bi}_{83}$	8.0 años	alto	5×10^{-9}	6×10^{-4}
$^{210}\text{Bi}_{83}$	5.013 días	alto	2×10^{-9}	4×10^{-4}
$^{212}\text{Bi}_{83}$	60.5 minutos	alto	3×10^{-8}	4×10^{-3}
$^{223}\text{Ra}_{88}$	11.68 días	alto	8×10^{-11}	7×10^{-6}
$^{224}\text{Ra}_{88}$	3.64 días	alto	2×10^{-10}	2×10^{-5}
$^{226}\text{Ra}_{88}$	1,622 años	Extr.alto	1×10^{-10}	1×10^{-7}
$^{228}\text{Ra}_{88}$	6.7 años	Extr.alto	1×10^{-11}	3×10^{-7}
$^{227}\text{Ac}_{89}$	21.6 años	Extr.alto	8×10^{-13}	2×10^{-5}
$^{228}\text{Th}_{90}$	1.910 años	Extr.alto	2×10^{-12}	7×10^{-5}
$^{230}\text{Th}_{90}$	8.0×10^4 años	Extr.alto	8×10^{-13}	2×10^{-5}
$^{232}\text{Th}_{90}$	1.4×10^{10} años	Extr.alto	7×10^{-13}	2×10^{-5}
$^{230}\text{U}_{92}$	20.8 días	alto.	4×10^{-11}	5×10^{-5}
$^{233}\text{U}_{92}$	1.62×10^5 años	alto	4×10^{-11}	3×10^{-6}
$^{234}\text{U}_{92}$	2.48×10^5 años	alto	4×10^{-11}	4×10^{-5}
$^{235}\text{U}_{92}$	7.1×10^8 años	alto	4×10^{-11}	4×10^{-5}
$^{236}\text{U}_{92}$	2.39×10^7 años	alto	4×10^{-11}	5×10^{-5}
$^{238}\text{U}_{92}$	4.51×10^9 años	alto	3×10^{-11}	6×10^{-6}
$^{238}\text{U}_{92}$ EN LA PROPORCION QUE EXISTE EN LA NATURALEZA.	^{238}U .. 99.27%	alto	2×10^{-11}	6×10^{-6}
	^{235}U ... 0.72%			
	^{234}U ... 0.0057%			
$^{237}\text{Np}_{93}$	2.20×10^6 años	Extr.alto	1×10^{-12}	3×10^{-5}
$^{238}\text{Pu}_{94}$	86.4 años	Extr. alto	7×10^{-13}	5×10^{-5}
$^{239}\text{Pu}_{94}$	24,360 años	Extr.alto	6×10^{-13}	5×10^{-5}

(Continuación).

v

RADIOISOTOPOS.	VIDA MEDIA	GRADO DE PELIGROSIDAD	MAXIMA CONCENTRACION PERMISIBLE	
			EN EL AIRE ($\mu\text{Ci}/\text{cm}^3$)	EN EL AGUA ($\mu\text{Ci}/\text{cm}^3$)
$^{240}\text{Pu}_{94}$	6,580 años	Extr.alto	6×10^{-13}	5×10^{-5}
$^{241}\text{Pu}_{94}$	13.0 años	alto	3×10^{-11}	2×10^{-3}
$^{242}\text{Pu}_{94}$	3.79×10^5 años	Extr.alto	6×10^{-13}	5×10^{-5}
$^{249}\text{Cf}_{98}$	360 años	Extr.alto	5×10^{-13}	4×10^{-5}

CUADRO No.2.3 LECHOS DE RESINAS DE INTERCAMBIO IONICO.			
ISOTOPOS	LECHO POSITIVO	LECHO NEGATIVO	LECHO COMBINADO
W-185	12 - 16 FD	97.2 - 99.2 FD	98.9 FD
Y-91	86-93.1 FD	94.2 - 98.5 FD	97.6 - 98.7 FD
Sc-46	95.7-97.2 FD	98.8 - 99.0 FD	98.5 - 98.7 FD
Sr-89	99.1-99.8 FD	5 - 7 FD	99.95-99.97 FD
Ba-140	98.3-99.0 FD	36 - 42 FD	99.5 - 99.6 FD
La-140	98.3-99.0 FD	36 - 42 FD	99.5 - 99.6 FD
Cs-137	99.8 FD	9 FD	99.8 FD
Cd-115	98.5 FD	0 FD	99.2 FD
Zr-95	58 - 75 FD	96.4 - 99.9 FD	90.9 - 99.4 FD
Nb-95	58 - 75 FD	96.4 - 99.9 FD	90.9 - 99.4 FD

FD = FACTOR DE DESCONTAMINACION = X_i/X_o

En donde: X_i = Concentración de radioisótopos a la entrada.

X_o = Concentración de radioisótopos a la salida.

CUADRO No.3.1-2

ETAPA PRELIMINAR Y EXTRACCION DEL REPROCESO DEL COMBUSTIBLE.

COMBUSTIBLE	PROCESO PRELIMINAR			EXTRACCION	
	METODOS	SOLVENTES	SOLVENTES	METODOS	SOLVENTES
UO ₂ Envoltura: Acero inoxidable	SULFEX DAREX	(ENVOLTURA) H ₂ SO ₄ HNO ₃ + HCl	(COMBUSTIBLE) HNO ₃	PUREX	TBP
UO ₂ Envoltura: Aleación Zr - Sn	ZIRFLEX	NH ₄ F + NH ₄ NO ₃	HNO ₃	PUREX	TBP
U - Zr Envoltura: Zr-Sn	— ZIRFLEX	HF + HNO ₃ NH ₄ F + NH ₄ NO ₃	HNO ₃ + Al(NO ₃) ₃	TBP-25	TBP
U - Mo Envoltura: Zr-Sn o acero inoxidable.	NIFLEX	HF	HNO ₃ + Fe(NO ₃) ₃	PUREX	TBP
ThO ₂ - UO ₂ Envoltura: Acero ino- xidable	SULFEX DAREX	H ₂ SO ₄ HNO ₃ + HCl	HNO ₃ + HF + Al(NO ₃) ₃	PUREX	TBP
UO ₂ + PuO ₂ Envoltura: Zr-Sn o acero ino- xidable.	—	HNO ₃	HNO ₃ + HF	PUREX	TBP

CUADRO No.3.1-3

ESPECIFICACION DE NIVELES RADIATIVOS.

Aguas residuales de alto nivel radiactivo ...	$> 10^3 \mu\text{Ci/ml}$
Aguas residuales de mediano nivel radiactivo..	$10^3 \sim 1 \mu\text{Ci/ml}$
Aguas residuales de bajo nivel radiactivo ...	$1 \sim 10^{-3} \mu\text{Ci/ml}$
Aguas residuales de extremadamente bajo nivel radiactivo	$< 10^{-3} \mu\text{Ci/ml}$

METODOS DE SOLIDIFICACION		"POTE"	"ROCIO"	"VIDRIO"	LECHO FLUIDIZADO.
FORMA EXTERNA		tortas - calcinadas.	monolítico.	monolítico.	granular.
FORMA ESTRUCTURAL		costras.	cristalina.	vidrio.	amorfo.
COMPOSICION. (mol %)	Oxidos de los productos de fisión.	15 ~ 80	5 ~ 30	5 ~ 25	5 ~ 50
	Oxidos metálicos.	10 ~ 50	40 ~ 50	10 ~ 30	10 ~ 90
	Oxidos de azufre.	0 ~ 40	0 ~ 40	0	0 ~ 40
	Oxidos de fósforo.	0	25 ~ 40	Aprox.60	0
DENSIDAD (g/ml)		1.1 ~ 1.5	2.7 ~ 3.3	2.7 ~ 3.0	0.1 ~ 1.7
CONDUCTIVIDAD TERMICA (BTU/hr ft C)		0.15 ~ 0.25	0.4 ~ 1.0	0.4 ~ 1.0	0.1 ~ 0.25
INMIGRACION DE LOS RADIOISOTOPOS (g/cm.día)		1.0 ~ 10 ⁻¹	10 ⁻³ ~ 10 ⁻⁶	10 ⁻⁴ ~ 10 ⁻⁷	1.0 ~ 10 ⁻¹
DUREZA		pequeña	grande	muy grande	mediana
FRAGILIDAD		se desmorona.	no es frágil	frágil	mediana
NITRATOS (% en peso)		0.05	0.005	0.005	4.0
TEMPERATURA MAXIMA DE ESTABILIDAD. MATERIAL DE LOS RECIPIENTES.		900°C acero inoxidable.	900°C acero dulce o inoxidable.	500°C acero dulce o inoxidable.	600°C acero dulce o inoxidable.

CUADRO COMPARATIVO DE LAS CARACTERISTICAS DE LOS METODOS DE SOLIDIFICACION.

CUADRO No.4.2 b

CLASIFICACION DE LAS SUSTANCIAS QUE INDUCEN LA FLOCULACION.

Aniónicos:

Estearato de sodio ----- $\text{CH}_3(\text{CH}_2)_{16}\text{COO}^-\text{Na}^+$

Oleato de sodio ----- $\text{CH}_3(\text{CH}_2)_7\text{CH}=\text{CH}(\text{CH}_2)\text{COO}^-\text{Na}^+$

Dodecil sulfato de sodio --- $\text{CH}_3(\text{CH}_2)_{11}\text{SO}_4^-\text{Na}^+$

Dodecil bencen sulfonato de sodio --- $\text{CH}_3(\text{CH}_2)_{11}\text{C}_6\text{H}_4\text{SO}_3^-\text{Na}^+$

Catiónicos:

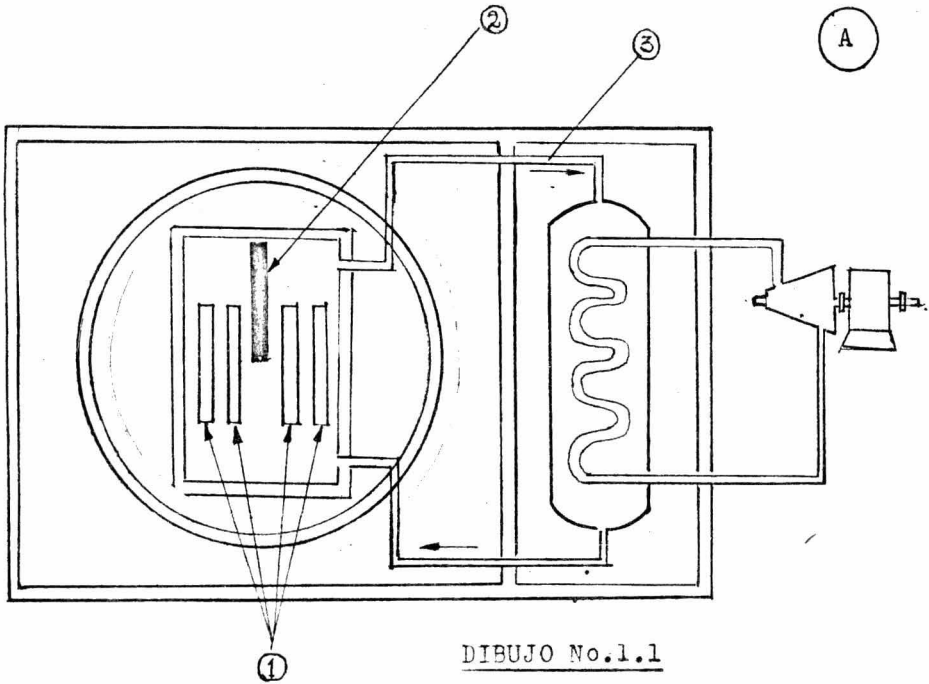
Hidrocloruro de laurilamina --- $\text{CH}_3(\text{CH}_2)_{11}\text{NH}_3^+\text{Cl}^-$

Bromuro de cetil trimetil amonio --- $\text{CH}_3(\text{CH}_2)_{15}\text{N}(\text{CH}_3)_3^+\text{Br}^-$

No iónicos

Oxidos de polietileno ----- Ejemplo: $\text{CH}_3(\text{CH}_2)_{27}\text{C}_6\text{H}_4(\text{O}.\text{CH}_2.\text{CH}_2)_8\text{OH}$

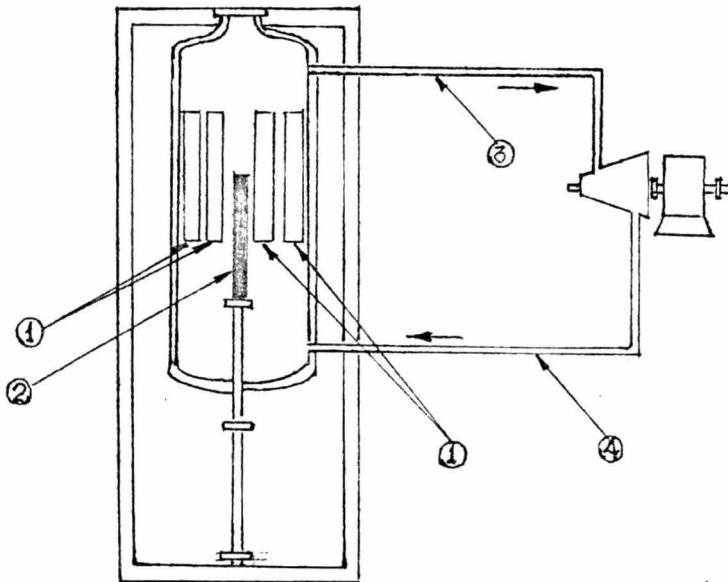
A



DIBUJO No.1.1

Tipo PWR (Press Water Reactor).

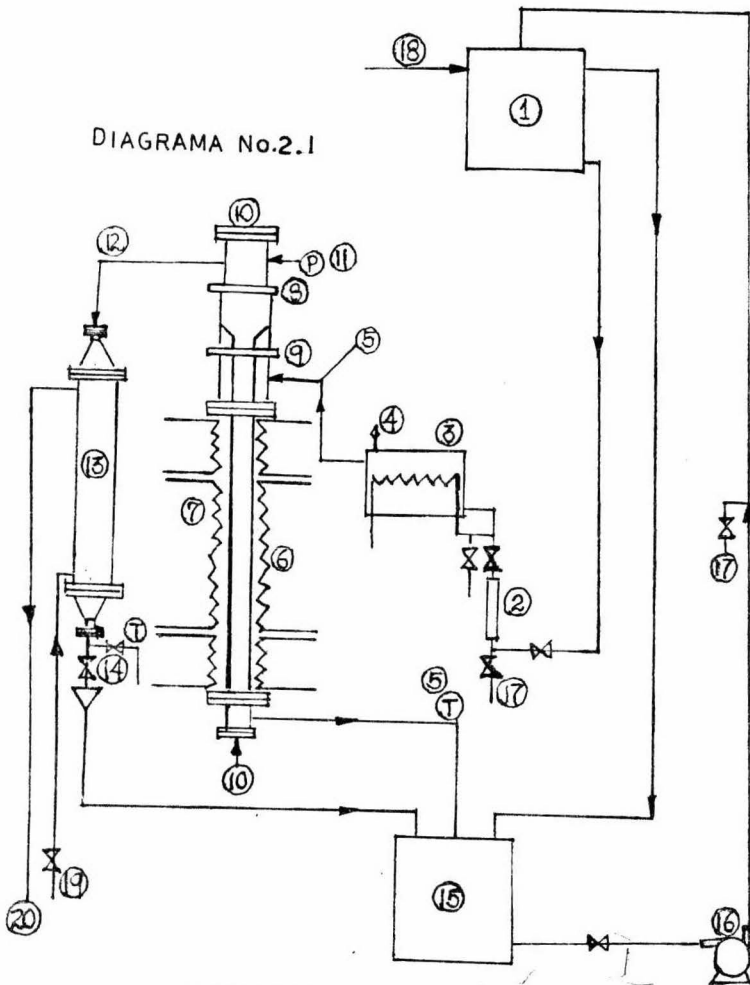
- ① Combustible
- ② Barra de control
- ③ H_2O



DIBUJO No:1.2

TIPO BWR (Boiling Water Reactor).

- ① Combustible
- ② Barra de control
- ③ Vapor
- ④ H₂O



INSTALACION EXPERIMENTAL DEL
EVAPORADOR DE PELICULA DESCENDENTE (FALLING FILM).

Tubos de calentamiento:

Diámetro interior 51 mm

Largo 1,200 mm

Hervidor:

Diámetro interior 124 mm

Altura 500 mm

- (1) Tanque superior (alimentador).
- (2) Rotámetro.
- (3) Cambiador de calor.
- (4) Válvula de escape.
- (5) Termómetro.
- (6) Tubos de calentamiento.
- (7) Calentador eléctrico.
- (8) Hervidor.
- (9) Mirilla (I).
- (10) Mirilla (II).
- (11) Manómetro.
- (12) Tubería para el vapor de salida.
- (13) Condensador.
- (14) Salida del condensado.
- (15) Tanque de almacenamiento.
- (16) Bomba.
- (17) Salida.
- (18) Alimentación.
- (19) Entrada del agua de enfriamiento.
- (20) Salida del agua de enfriamiento.

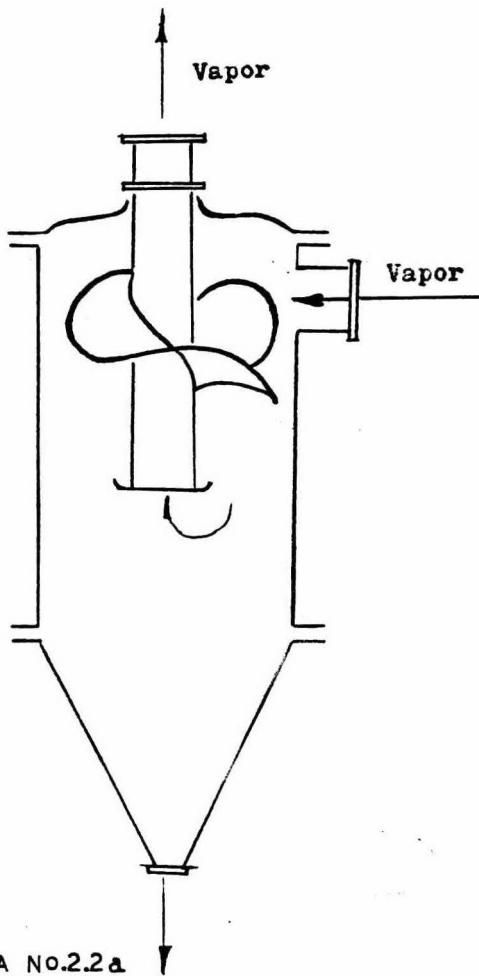


FIGURA No.2.2 a

SEPARADOR DE ARRASTRE SWENSON.

(D)

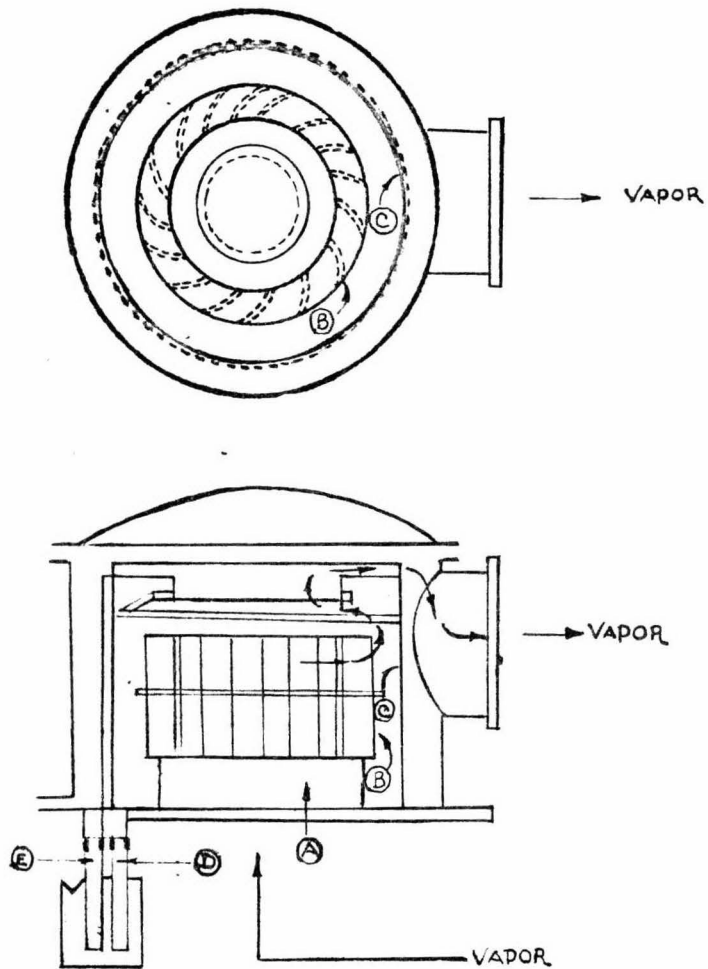


FIGURA No.2.2b

SEPARADOR CENTRIFUGO DE ARRASTRE.

- (A) Vapor que proviene del evaporador.
- (B) Paletas en espiral.
- (C) Pantalla de choque.
- (D) Retorno del líquido arrastrado que proviene del interior de la pantalla.
- (E) Retorno del líquido arrastrado que proviene del exterior de la pantalla.

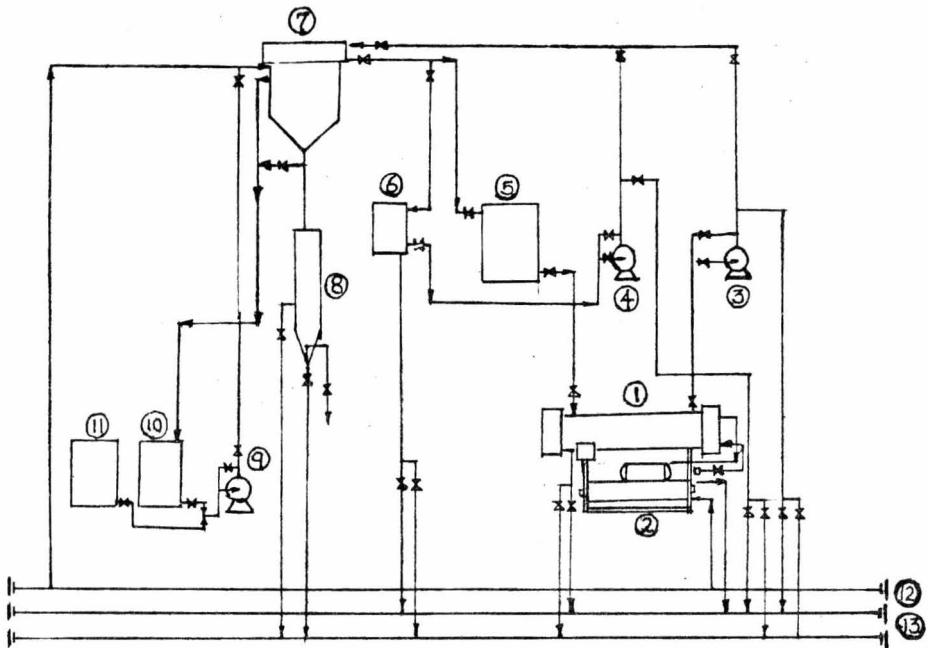
DIAGRAMA No.2.5

DIAGRAMA DE FLUJO DEL METODO CONGELACION - DESCONGELACION

- ①.-Congelador.
- ②.-Maquinaria del congelador.
- ③.-Bomba para los agentes congelantes.
- ④.-Bomba para los agentes descongelantes.
- ⑤.-Depósito de agentes congelantes.
- ⑥.-Depósito de agentes descongelantes.
- ⑦.-Recongelador - redescongelador.
- ⑧.- **Tanque para la decantación**
- ⑨.- Bomba para los lodos.
- ⑩, ⑪.-Depósitos de lodos.
- ⑫.-Aguas residuales **descontaminadas**.
- ⑬.-Aguas residuales radiactivas.

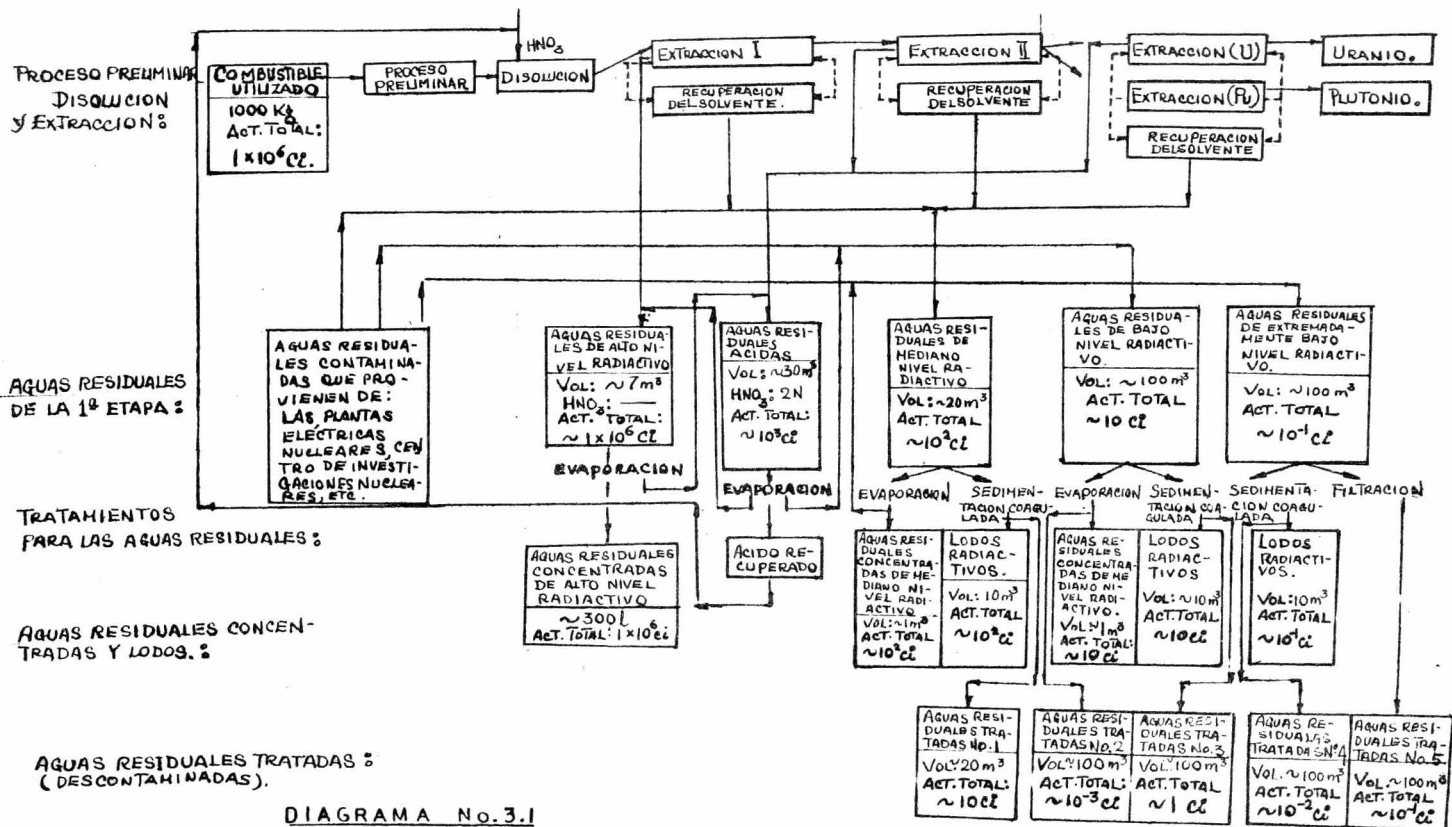


DIAGRAMA No.3.1

REPROCESO DEL COMBUSTIBLE NUCLEAR UTILIZADO Y SUS TRATAMIENTOS ANEXOS.

G

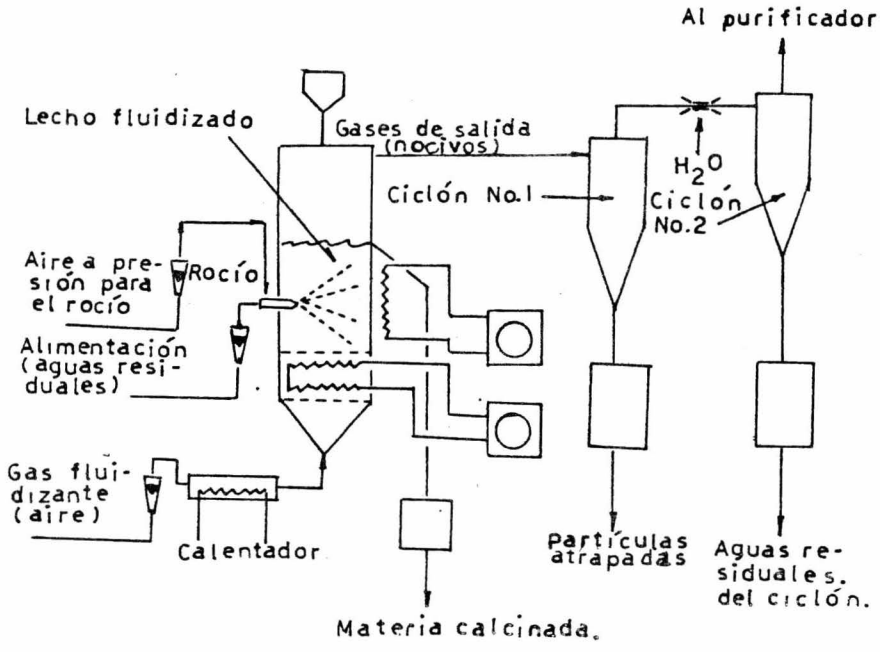


DIAGRAMA No.3.2-C.1

CALCINACION "LECHO FLUIDIZADO"

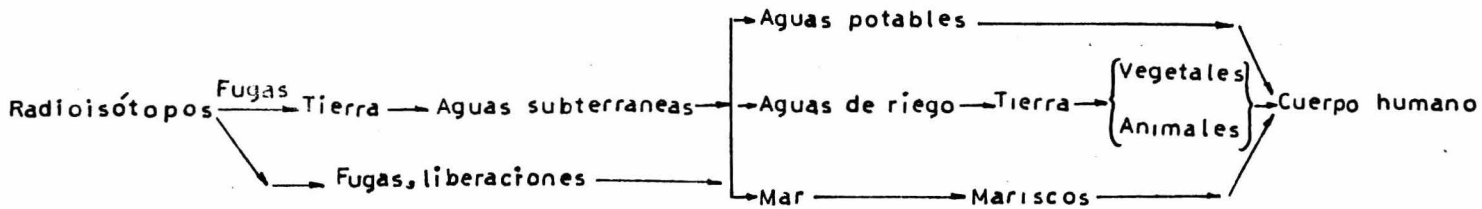
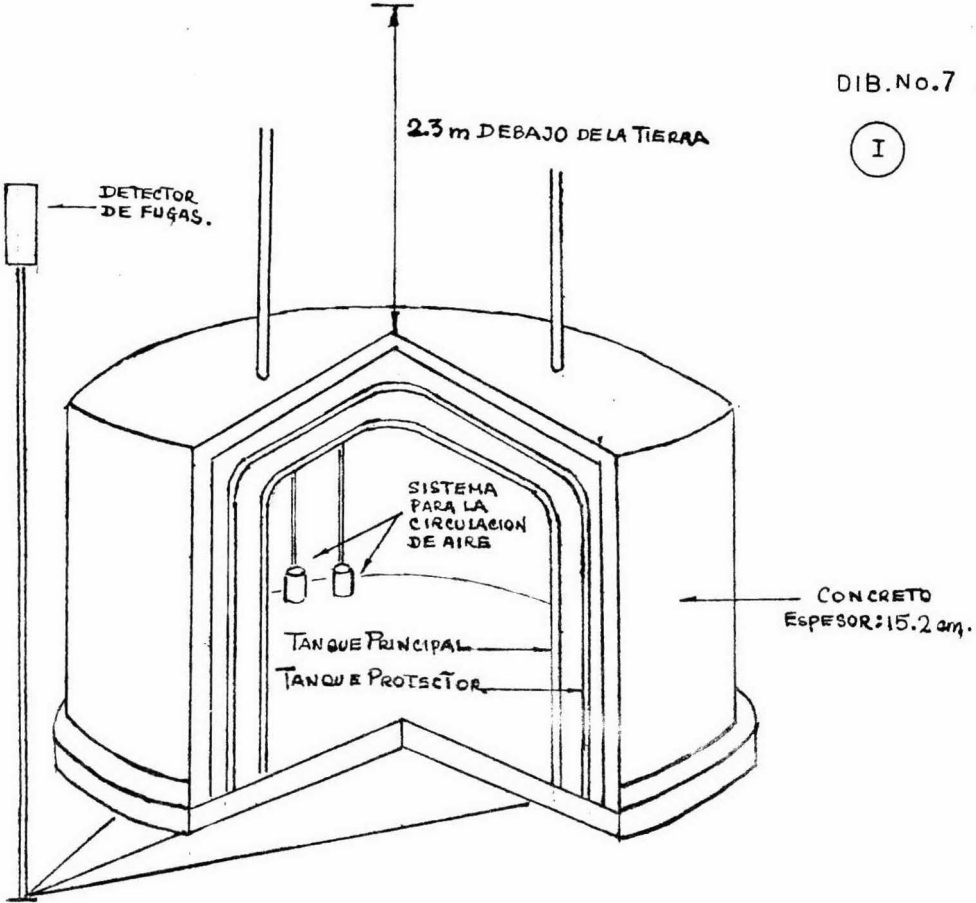


DIAGRAMA No. 6.2 A
 TRAYECTORIA DE LOS RADIOISOTOPOS.

DIB.No.7

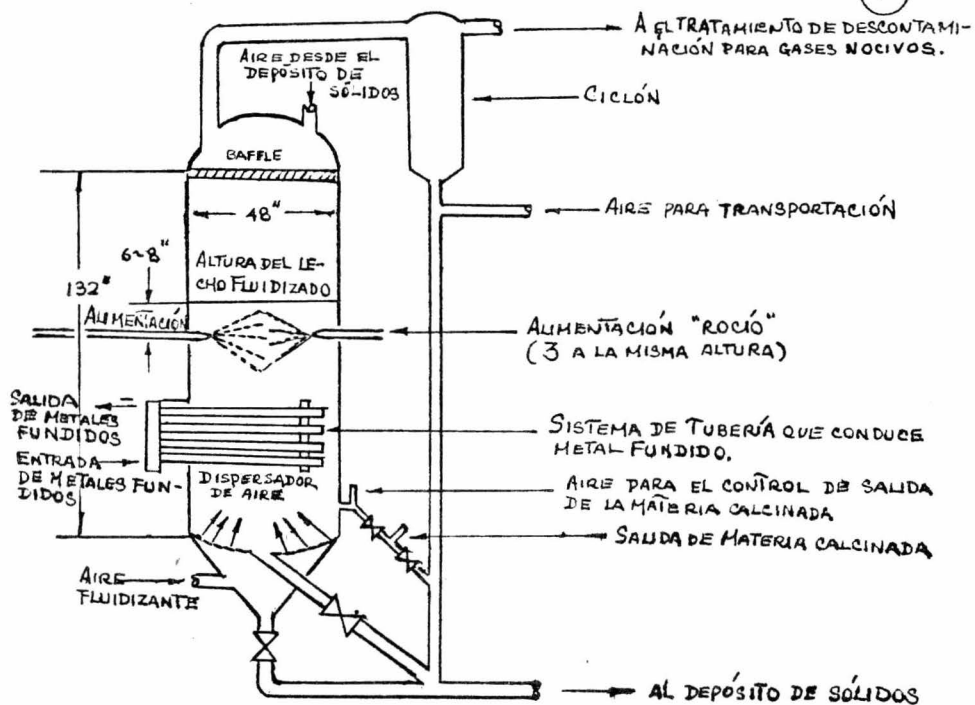
I



DIBUJO No.7

TANQUE SUB-TERRANEO DE REPOSO PARA LA AGUAS RESIDUALES.

J



DIBUJO No.10

TORRE DE CALCINACION LECHO-FLUIDIZADO (FLUIDIZED-BED CALCI--
NATION).

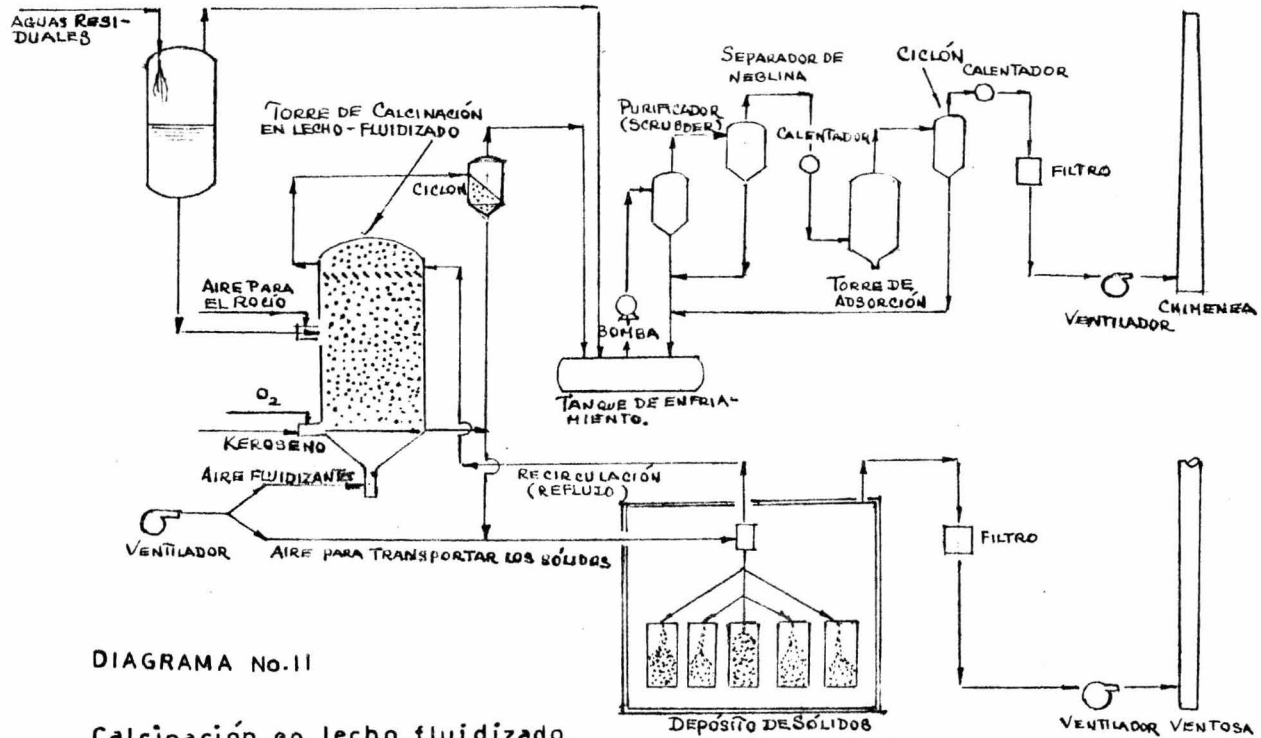


DIAGRAMA No.11

Calcinación en lecho fluidizado.
(Combustión directa).

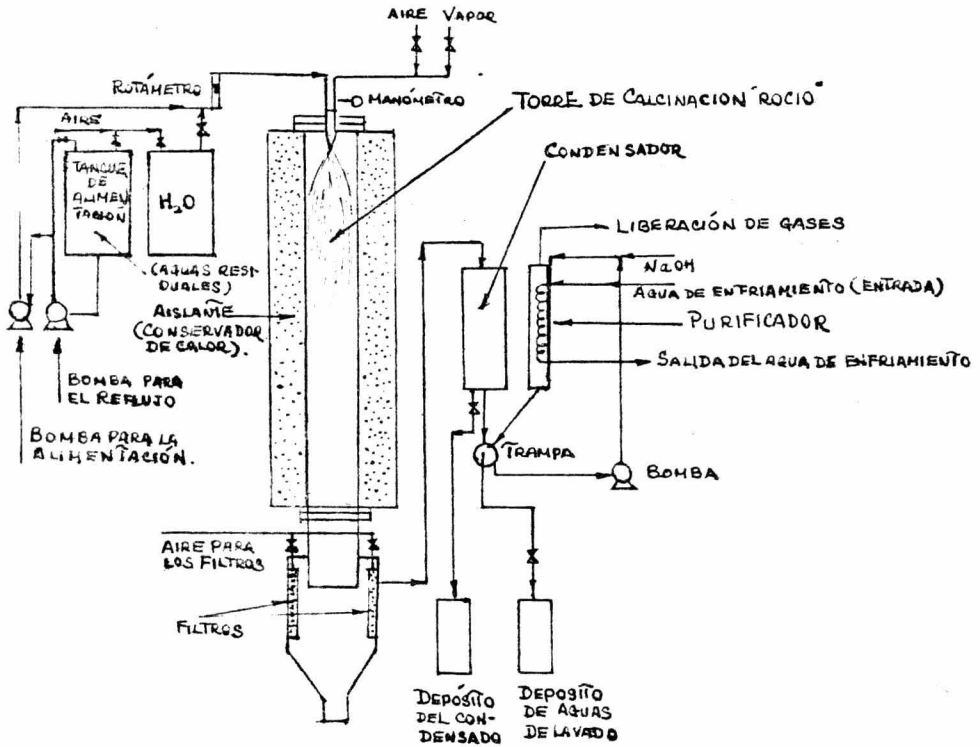


DIAGRAMA No.14

INSTALACION EXPERIMENTAL DEL METCDO DE SOLIDIFICACION
 POR CALCINACION "ROCIO".

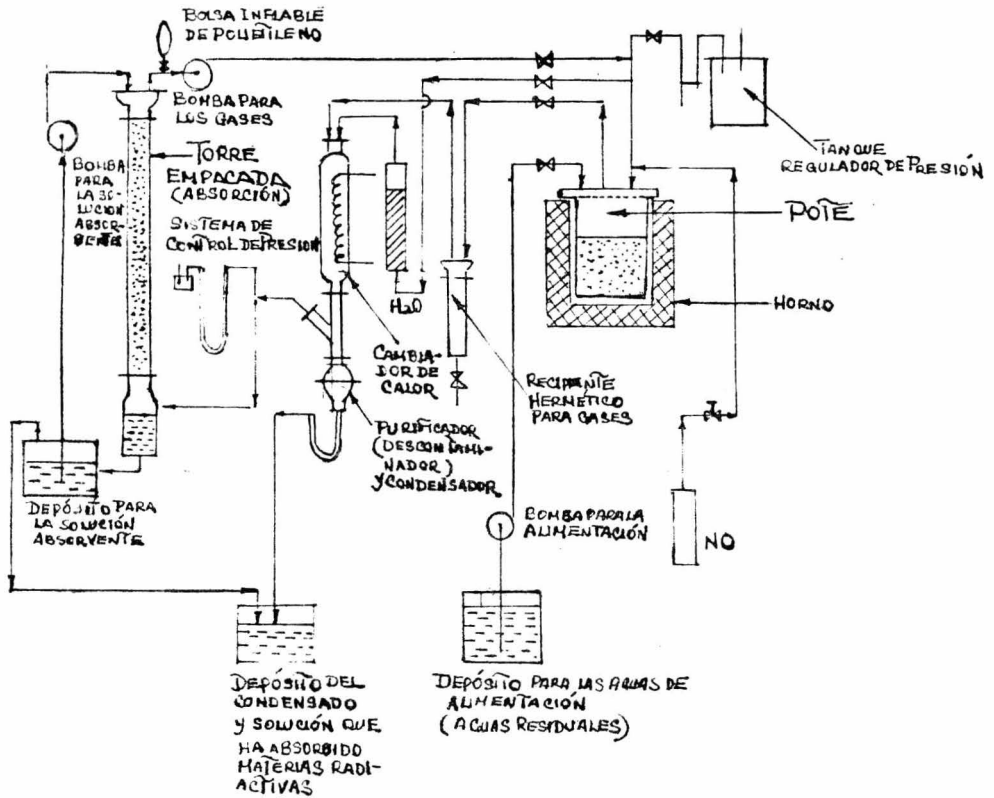


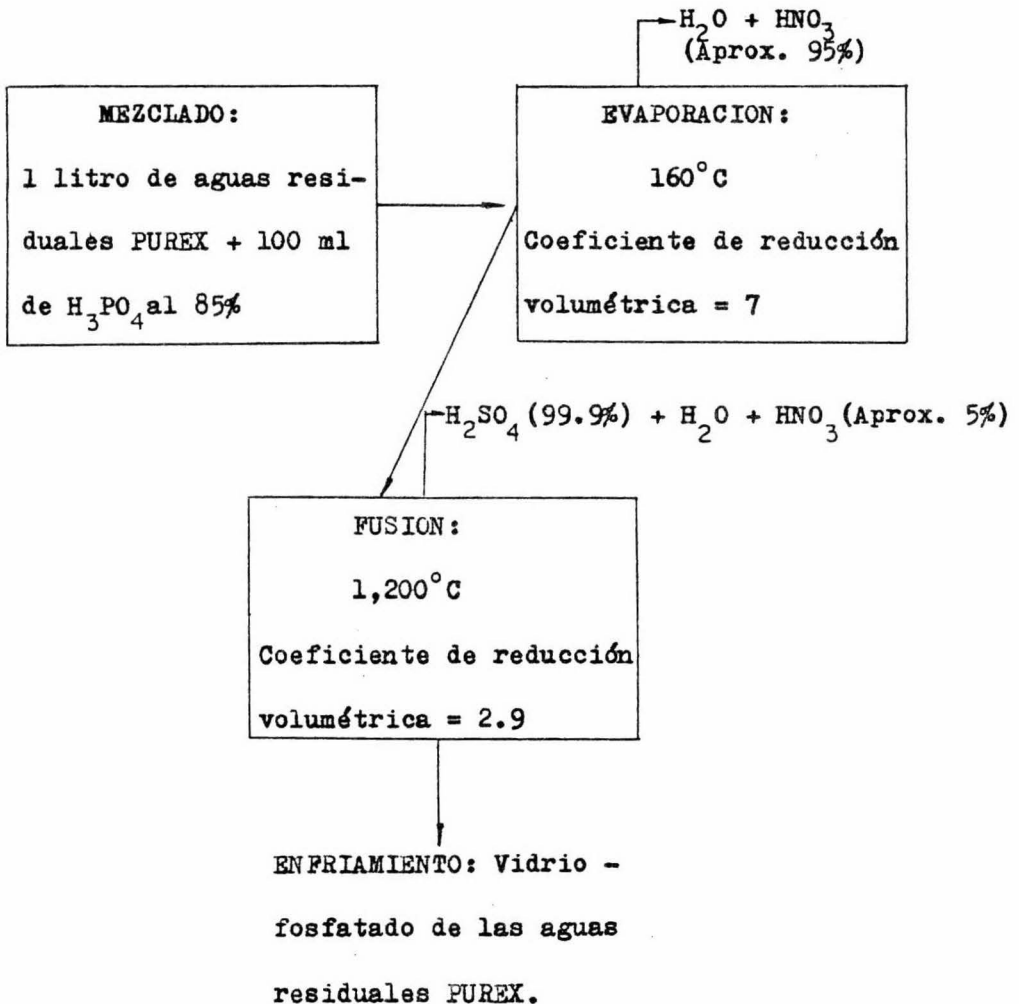
DIAGRAMA No.15

INSTALACION DEL METODO DE SOLIDIFICACION POR CALCINACION

"POTE" (Tipo Semi-contínuo).

DIAGRAMA No.17

PROCESO DEL VIDRIO FOSFATADO.



Coeficiente global de reducción volumétrica = 20.3

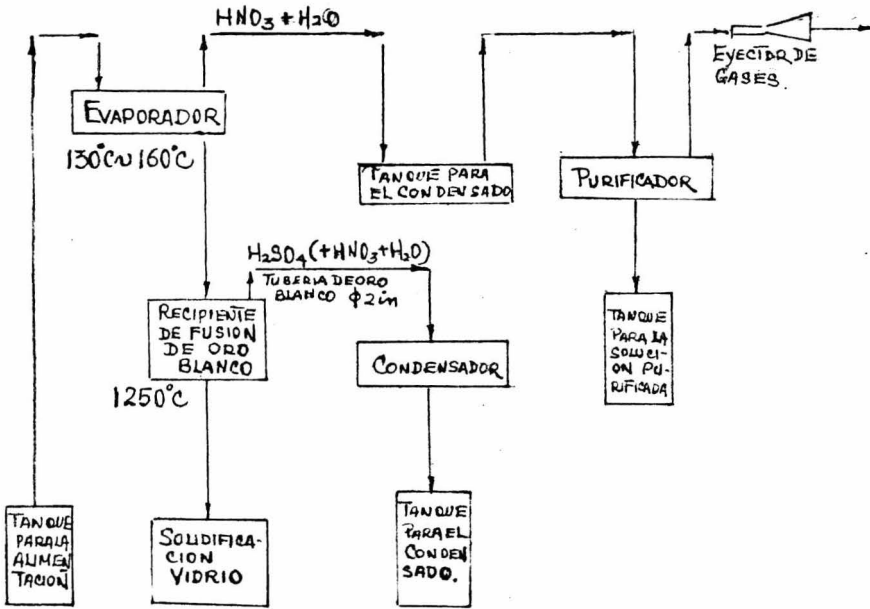


DIAGRAMA No.19

DIAGRAMA DE SOLIDIFICACION VIDRIO FOSFATADO.

0

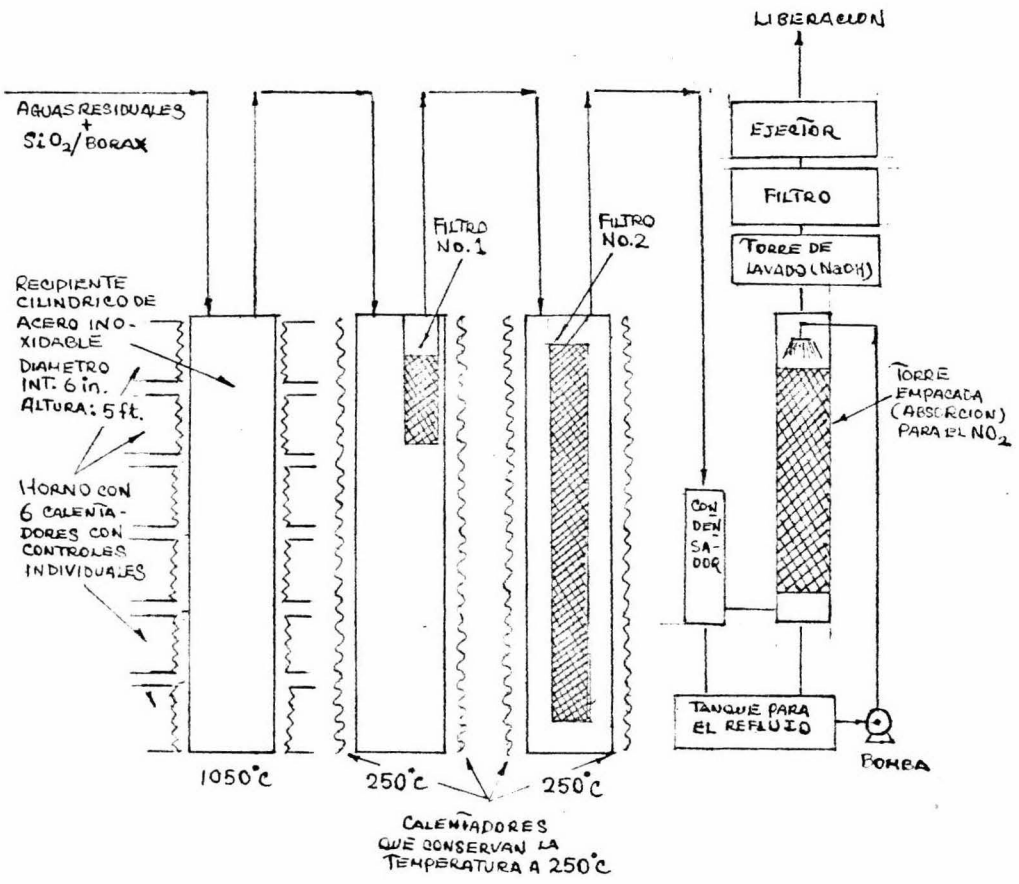


DIAGRAMA No.20

PROCESO DEL VIDRIO BORAX.

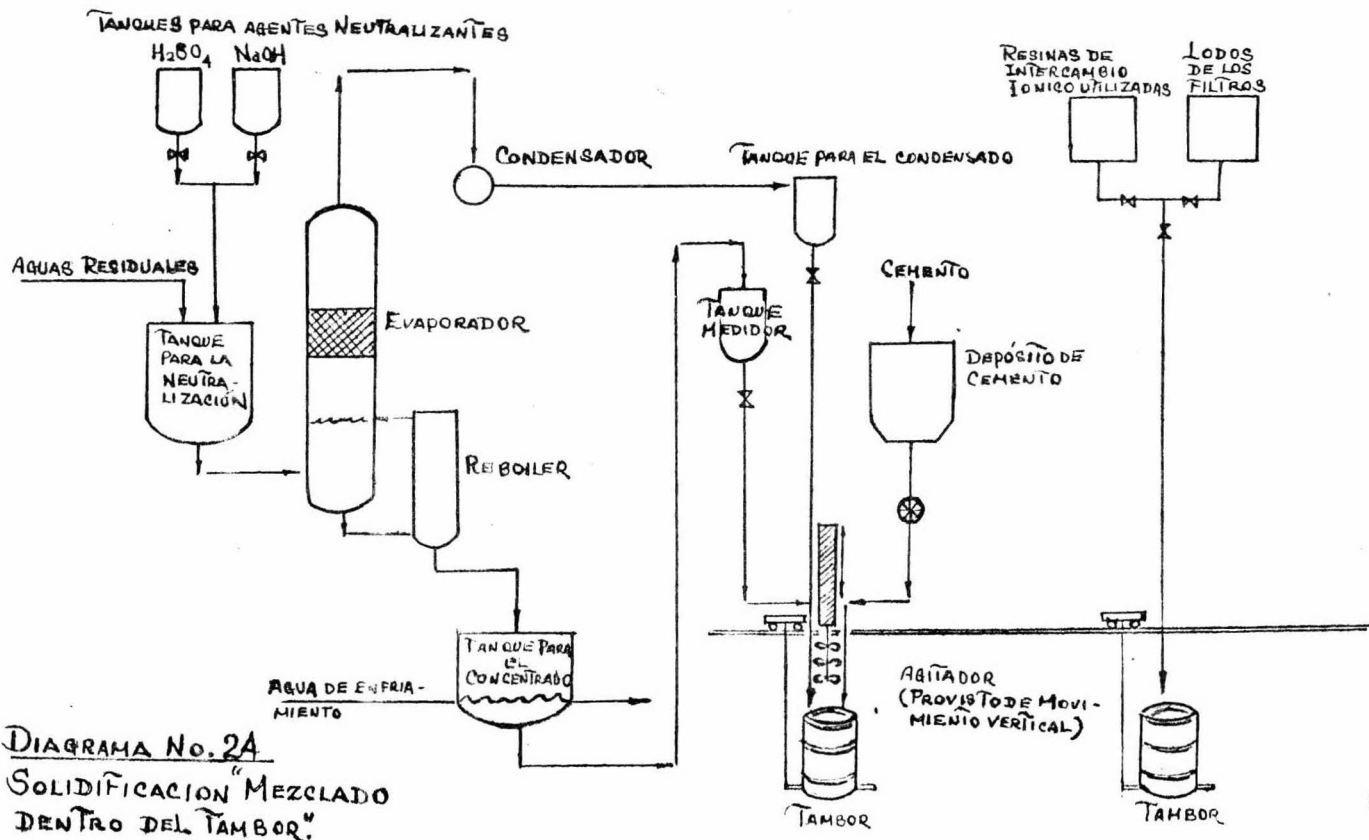


DIAGRAMA No. 2A
 "SOLIDIFICACION MEZCLADO
 DENTRO DEL TAMBOR"

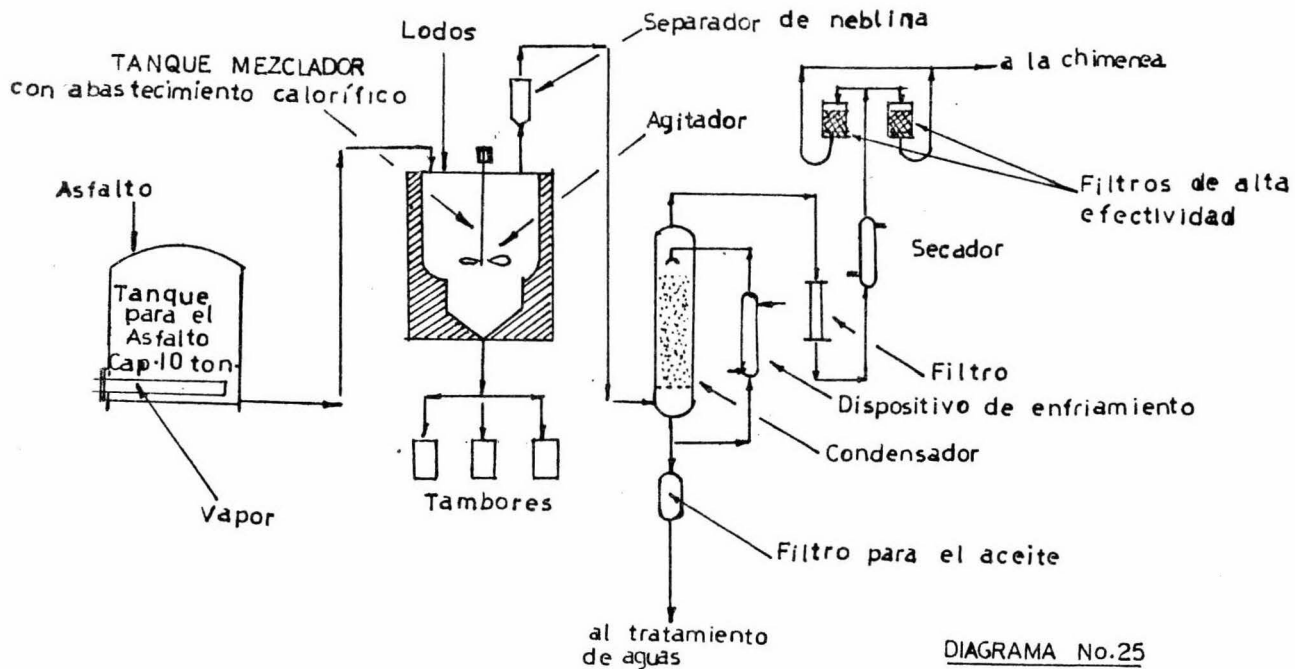


DIAGRAMA No.25

METODO : SOLIDIFICACION "ASFALTO"

SUB-CLASIFICACION: Tanque mezclador con abastecimiento calorífico



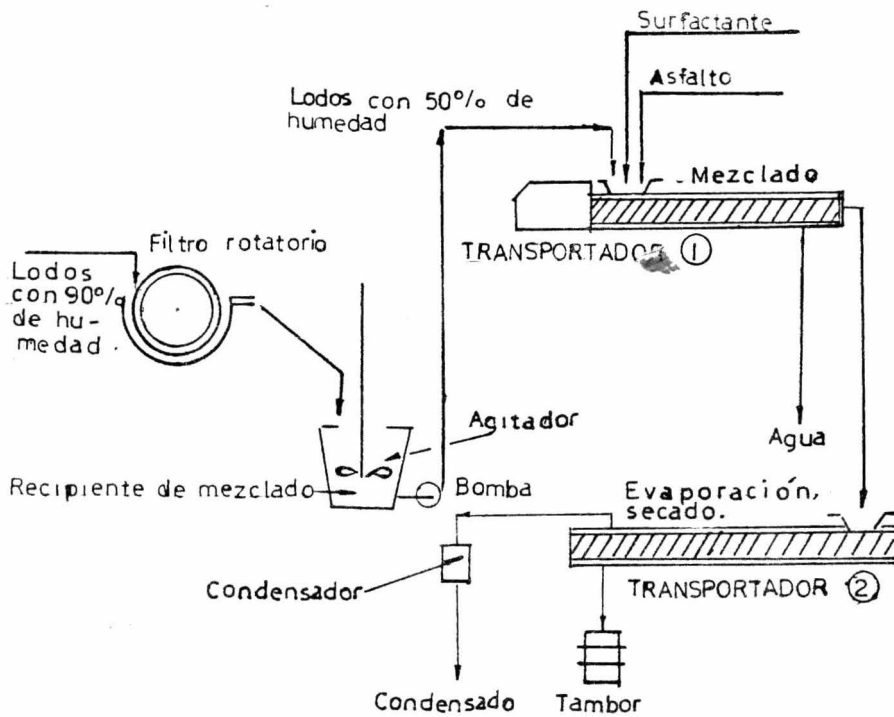
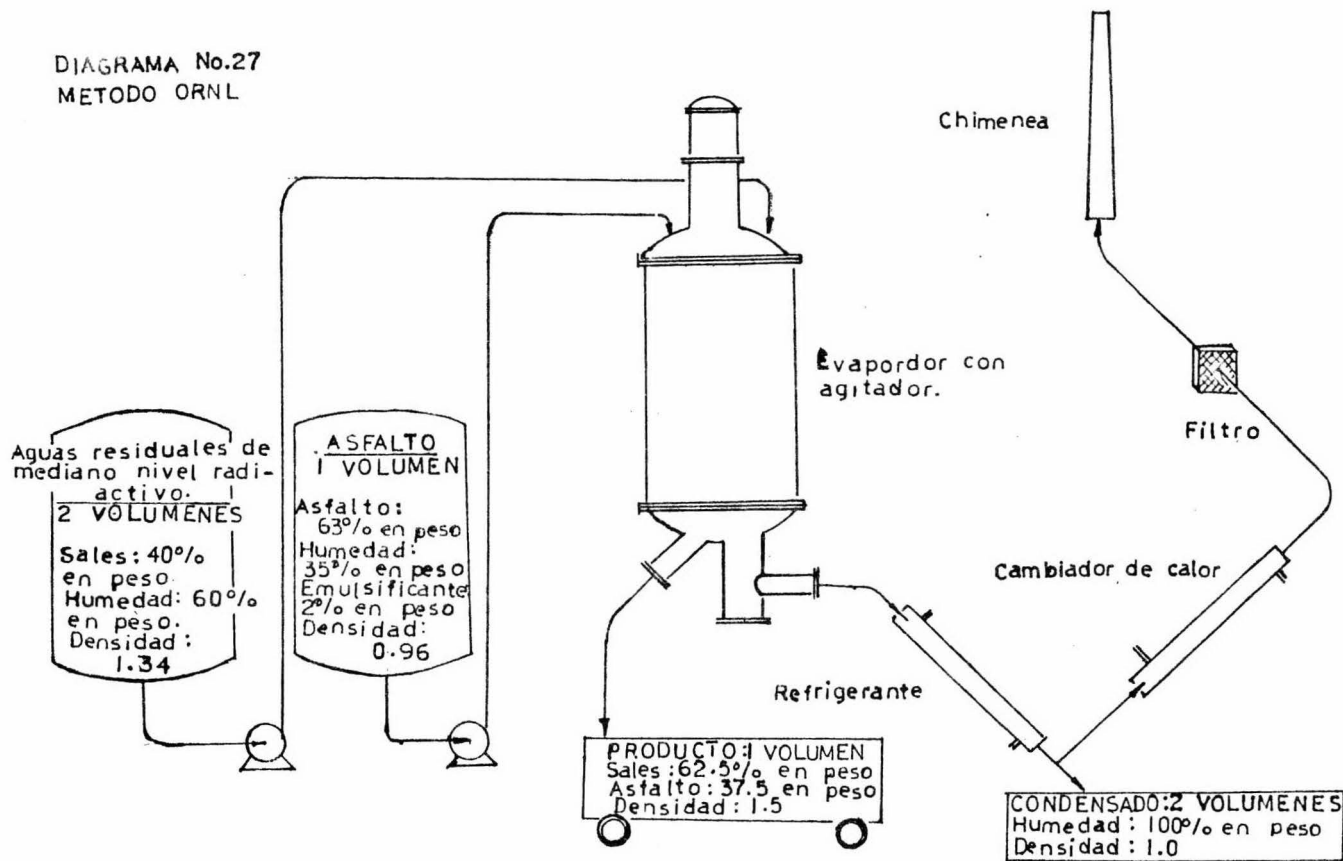
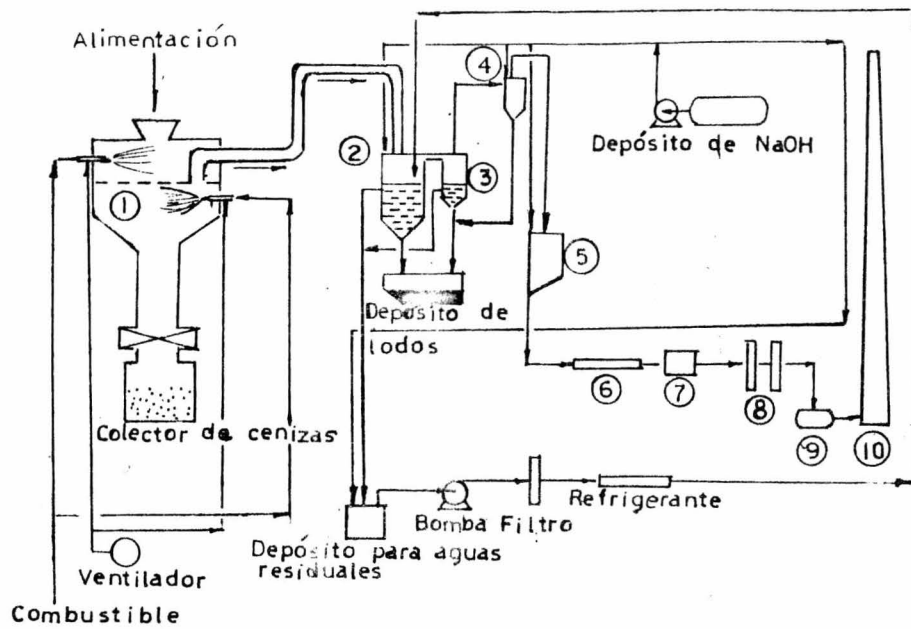


DIAGRAMA No.26

**METODO DE LA PLANTA MARCOULE:
 INSTALACION PARA LA SOLIDIFICACION EN ASFALTO
 CON SUSTANCIAS QUE INDUCEN LA FLOCULACION.**

DIAGRAMA No.27
METODO ORNL

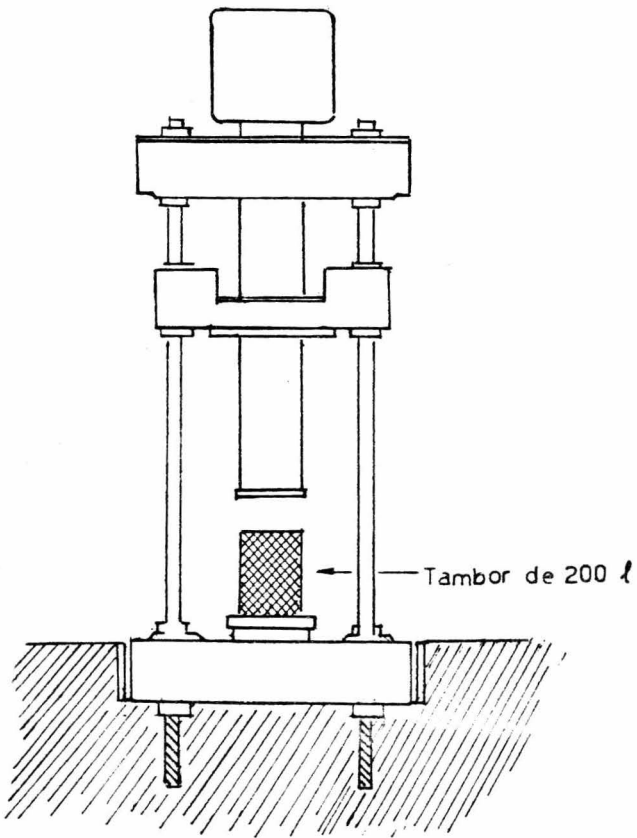




- ① Incinerador
- ② Purificador
- ③ Atrapador de neblina
- ④ Ciclón
- ⑤ Colector eléctrico de partículas
- ⑥ Refrigerante
- ⑦ Recalentador
- ⑧ Filtros
- ⑨ Eyector de gases
- ⑩ Chimenea

DIAGRAMA No.28
METODO DE INCINERACION.

DIB. No.29

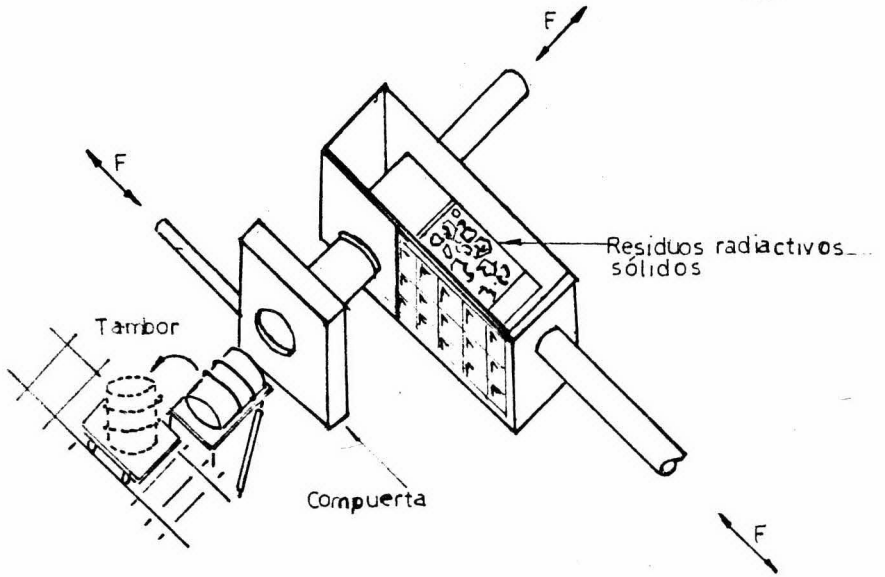


DIBUJO No.29

PRENSA TIPO VERTICAL

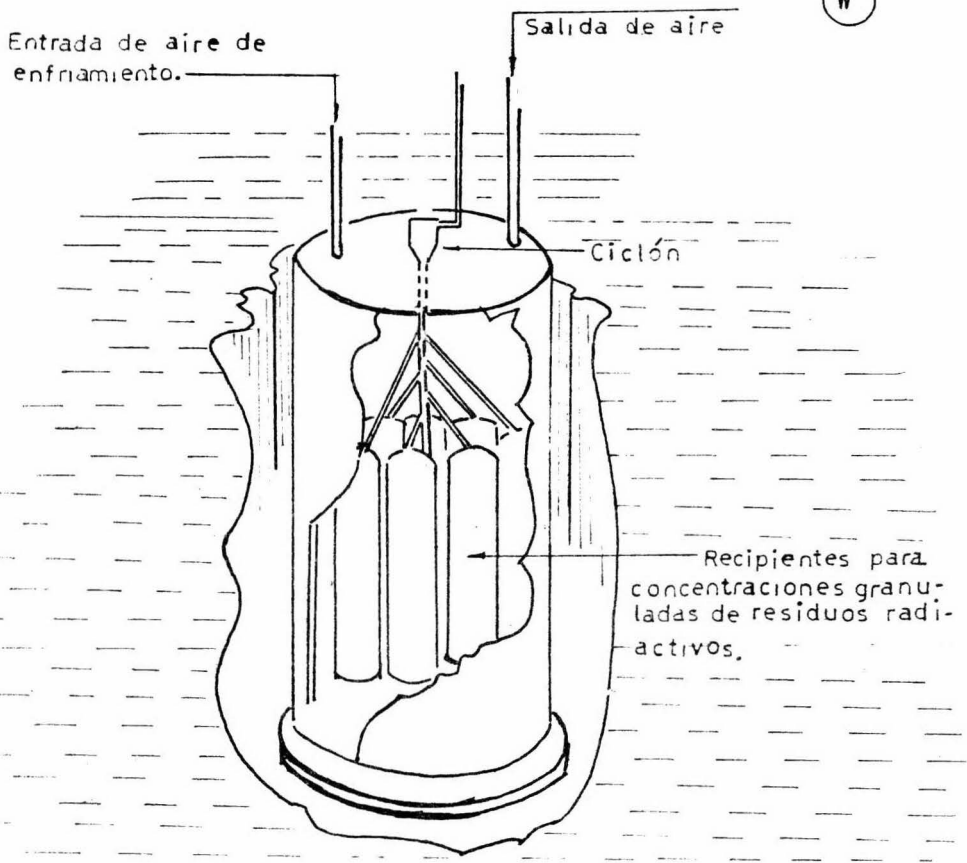
DIB. No.30

(V)



DIBUJO No.30

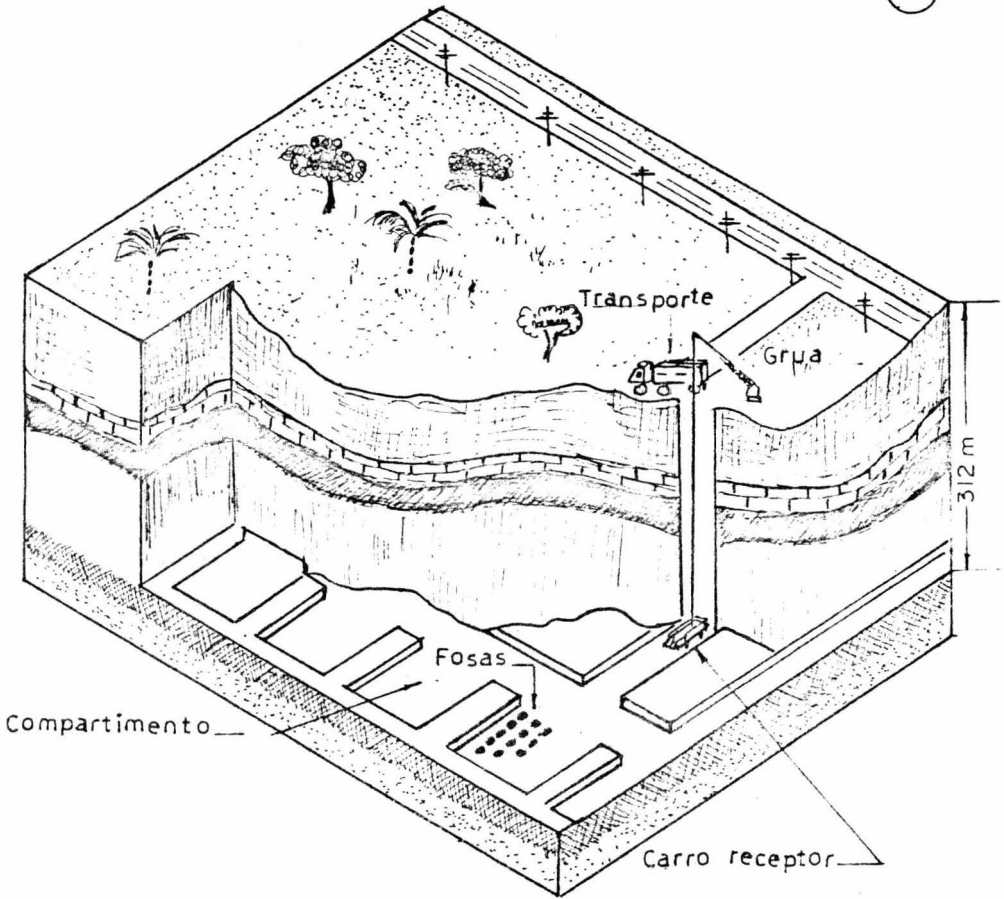
PRENSA TIPO HORIZONTAL



DIBUJO No.31

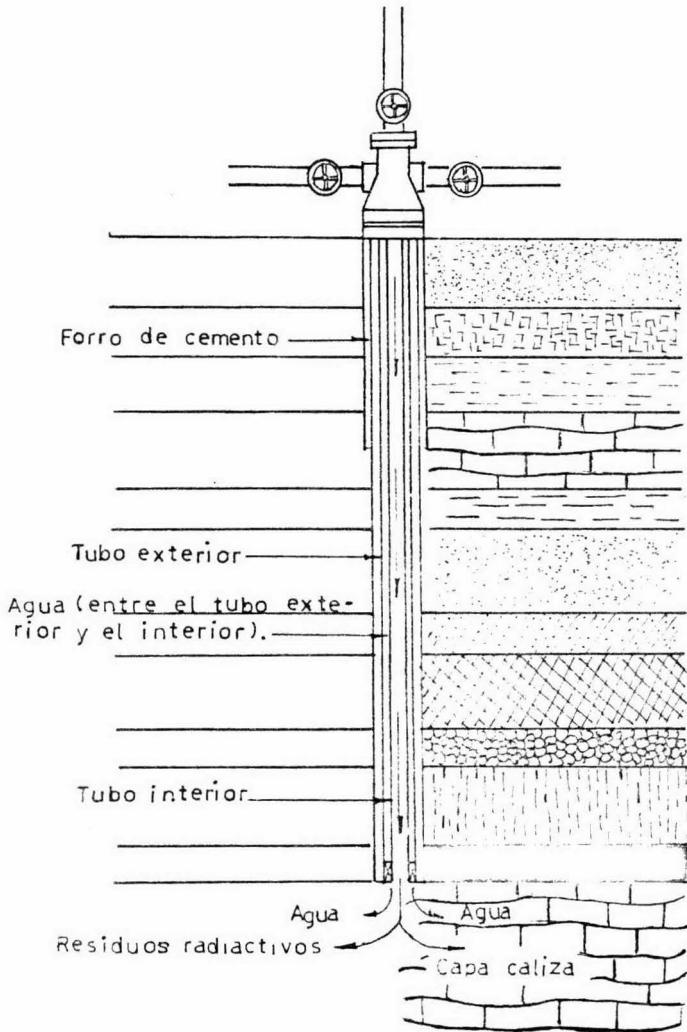
SISTEMA DE ALMACENAMIENTO DE NRTS
DE CONCENTRACIONES GRANULADAS DE RE-
SIDUOS RADIATIVOS.

X



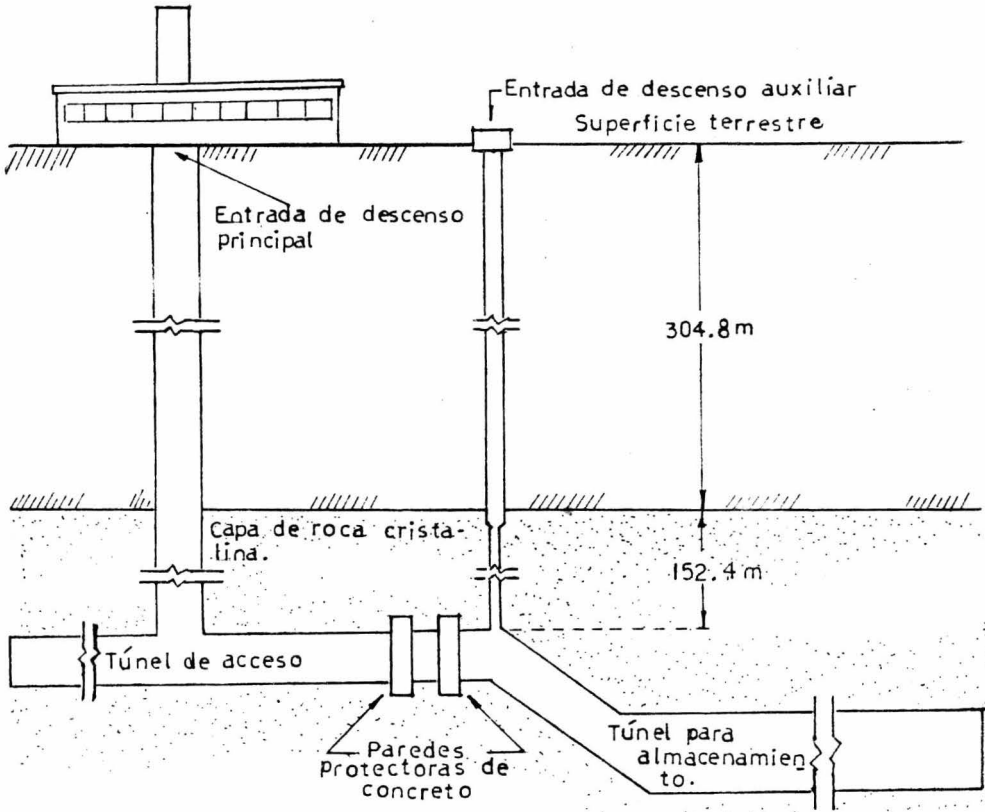
DIBUJO No.32

ALMACENAMIENTO DE RESIDUOS RADIACTIVOS
EN MINAS DE SAL ABANDONADAS.



DIBUJO No.33

LIBERACION DE RESIDUOS RADIACTIVOS EN CAPAS TERRESTRES.



DIBWO No.34

ALMACENAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES RADIATIVAS EN TUNEL

BIBLIOGRAFIA.

- 1.- Tsutomu Fukumoto: "Técnica para los tratamientos de desperdicios industriales", 181-269 (Marzo de 1973).
- 2.- Congreso Industrial de la Energía Nuclear Nippon: "El diseño de la energía nuclear al año 2,000" 3-8 (1971)
- 3.- Tabara: Manual de Ingeniería Química, p.394 (1968).
- 4.- USA ANSI Standard N 5.8-1967, Proposed Definition of Radiactive Waste Categories, American Institute of Chemical Engineers, New York (1967).
- 5.- Schneider K. J.: Reactor Technology, p.387 (1970-1971).
- 6.- McElroy J. K. and Blasewitz A.G.: Nucl. Technol. 12,69 (1971).
- 7.- Staff of ORNL: AEC Report ORNL-4451 (1970).
- 8.- Thompson T.K.: AEC Report IN-1278 (1969).
- 9.- Loeding J.W.: AEC Report ANL-6322 (1961).
- 10.-ANL Chemical Engineering Division Summary Report (1955).
- 11.-Jonke A.A.:Nucl. Sci. Eng. 2, 303, (1957).
- 12.-Grimmett E.S. Report IDO-14416 (1957).
- 13.-Evans D.R.: AEC Report IDO-14539 (1961).
- 14.-Brown B.P.: AEC Report IDO-14586 (1962).
- 15.-Wheeler B.R.: AEC Report IDO-14587 (1962).
- 16.-Brown B.P.: AEC Report IDO-14618 (1964).

- 17.- Legler B.M. and Brown B.P.: AEC Report IDO- 14631 (1964).
- 18.- Lakey L.T.: AEC Report IDO-14608 (1965).
- 19.- Schneider K.L.: AEC Report HW-65838 (1960).
- 20.- Lakey L.T.: AEC Report IDO-14608 (1965).
- 21.- Alford M.D.: AEC Report HW-66384 (1960).
- 22.- Commander R.E.: AEC Report IDO-14662 (1966).
- 23.- Lohse G.E.: AEC Report IN-1344 (1970).
- 24.- Allemann R.T. & Johnson B.M.:AEC Report HW-65806 (1961).
- 25.- Godbee W.H. & Roberts J.T.:AEC Report ORNL-2986 (1961).
- 26.- T. Iwamoto: JAERI-Memo (1963).
- 27.- Eliassen R.: Industrial Waste Radiactive Waste Disposal
3, (1966).
- 28.- Eliot M.N.: Treatment and Storage of High-level Radioac-
tive Waste, p.465, p.489, (1963).
- 29.- Watson L.C.: The Glass Industry, p.264, (1960).
- 30.- M. Nagakura: Industrias a base de energía nuclear,15-16,
(1970).
- 31.- Van de Voorde: Practices in the Treatment of Low and In-
termediate Level Radioactive Wastes, 527, 569, (1968).
- 32.- Comisión Federal de Electricidad: ISPE, I, V, (1973).