

Estudio de la mineralización en el suelo del nitrógeno de lodos procedentes de plantas depuradoras de aguas residuales

M^a Antonia Garau Guasch

ADVERTIMENT. La consulta d'aquesta tesi queda condicionada a l'acceptació de les següents condicions d'ús: La difusió d'aquesta tesi per mitjà del servei TDX (www.tesisenxarxa.net) ha estat autoritzada pels titulars dels drets de propietat intel·lectual únicament per a usos privats emmarcats en activitats d'investigació i docència. No s'autoritza la seva reproducció amb finalitats de lucre ni la seva difusió i posada a disposició des d'un lloc aliè al servei TDX. No s'autoritza la presentació del seu contingut en una finestra o marc aliè a TDX (framing). Aquesta reserva de drets afecta tant al resum de presentació de la tesi com als seus continguts. En la utilització o cita de parts de la tesi és obligat indicar el nom de la persona autora.

ADVERTENCIA. La consulta de esta tesis queda condicionada a la aceptación de las siguientes condiciones de uso: La difusión de esta tesis por medio del servicio TDR (www.tesisenred.net) ha sido autorizada por los titulares de los derechos de propiedad intelectual únicamente para usos privados enmarcados en actividades de investigación y docencia. No se autoriza su reproducción con finalidades de lucro ni su difusión y puesta a disposición desde un sitio ajeno al servicio TDR. No se autoriza la presentación de su contenido en una ventana o marco ajeno a TDR (framing). Esta reserva de derechos afecta tanto al resumen de presentación de la tesis como a sus contenidos. En la utilización o cita de partes de la tesis es obligado indicar el nombre de la persona autora.

WARNING. On having consulted this thesis you're accepting the following use conditions: Spreading this thesis by the TDX (www.tesisenxarxa.net) service has been authorized by the titular of the intellectual property rights only for private uses placed in investigation and teaching activities. Reproduction with lucrative aims is not authorized neither its spreading and availability from a site foreign to the TDX service. Introducing its content in a window or frame foreign to the TDX service is not authorized (framing). This rights affect to the presentation summary of the thesis as well as to its contents. In the using or citation of parts of the thesis it's obliged to indicate the name of the author.

UNIVERSIDAD DE BARCELONA

FACULTAD DE FARMACIA

ESTUDIO DE LA MINERALIZACION EN EL SUELO DEL NITROGENO DE LOS
DOS PROCEDENTES DE PLANTAS DEPURADORAS DE AGUAS RESIDUALES.

Tesis presentada por Dña. Ma Antonia Garau
Guasch para optar al Grado de Doctor diri-
gida por el Profesor Adjunto Dra. Dña. Ma
Teresa Felipó Oriol y el Catedrático Dr. D.
José Cardús Aguilar.

A mis padres

Deseo expresar mi más sincero agradecimiento al Profesor Dr. D. José Cardús Aguilar, Catedrático de Edafología, por aceptar la dirección de este trabajo, poniendo a mi disposición toda su experiencia y apoyo así como los medios del Departamento que dirige y por el afecto y cordialidad que en todo momento me ha dispensado.

Igualmente, quiero expresar mi profunda gratitud al Profesor Adjunto Dra. Dña. M. Teresa Felipó Oriol por aceptar la dirección de este trabajo, por su constante orientación y ayuda para solventar los problemas y dificultades, por su desinteresada dedicación, por su permanente estímulo, así como por haberme brindado su amistad y afecto.

Agradezco a la "Sociedad de Explotación de Aguas Residuales, S.A." (S.E.A.R.S.A.) el haber suministrado las muestras de lodos residuales a partir de las cuáles se ha podido efectuar este trabajo y también al "Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca" de la Generalitat de Catalunya porque, mediante su gestión, se nos incluyó en un proyecto de investigación con el "Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias" (I.N.I.A.) que permitió realizar las experiencias de campo.

Deseo también agradecer a la Dra. Dña. Montserrat Soliva (director del mencionado proyecto de investigación) y a sus colaboradores del Area de Química Agrícola de la E.E.T.A. de Barcelona, por su ayuda en el desarrollo de las experiencias de campo.

Mi reconocimiento a D. José M^a Cisquella por su orientación en materia de estadística, a Dña. Inmaculada Arboleda por su colaboración en materia de informática y a Dña. M^a del Carmen Ruiz de Villa, Profesor del Departamento de Bioestadística de la Facultad de Ciencias Biológicas de esta Universidad, por la ayuda y colaboración prestada en ambas materias.

Deseo tambien que quede constancia de mi agradecimiento a la Caja de Ahorros y Monte de Piedad de Madrid por la ayuda concedida para la realizaci3n de esta Memoria.

Mi m1s cordial agradecimiento a Dña. Ma Luisa Balle, quien amablemente dibuj3 las gr1ficas que ilustran el texto y colabor3 en el mecanografiado del mismo.

Agradezco tambien a Dña. Montserrat Pujol1 su colaboraci3n en las determinaciones anal1ticas del nitr3geno hidrolizable.

Finalmente, a todos mis compa1eros del Departamento, mi gratitud por la ayuda que he recibido de ellos; en especial a Dña. Ma Dolores Pascal por los resultados anal1ticos de metales pesados y a Dña. Rosa Ma Cequiell por las determinaciones de la capacidad de intercambio del suelo.

INDICE

I. <u>INTRODUCCION.</u>	1
1.- ORIGEN, TRATAMIENTO Y DESTINO DE AGUAS Y LODOS RESIDUALES.	4
1.1.- Origen.	4
1.2.- Tratamiento de aguas residuales.	4
1.2.1.- Tratamiento primario.	
1.2.2.- Tratamiento secundario.	
1.3.- Tratamiento de los lodos.	6
1.3.1.- Espesamiento.	
1.3.2.- Estabilización.	
1.3.2.1.- Estabilización aerobia.	
1.3.2.2.- Estabilización anaerobia.	
1.3.3.- Acondicionamiento.	
1.3.4.- Desinfección.	
1.3.5.- Deshidratación.	
1.4.- Destino.	17
1.4.1.- Incineración.	
1.4.2.- Vertido controlado.	
1.4.3.- Recuperación de alguno de sus constituyentes.	
1.4.4.- Fuente energética.	
2.- REUTILIZACION AGRICOLA DE LOS LODOS.	21
2.1.- Normas de aplicación	25
2.2.- Recomendaciones.	32
3.- DINAMICA DE LA MATERIA ORGANICA EN EL SUELO; CONSIDERACIONES RESPECTO AL APORTE DE LODOS RESIDUALES.	35
3.1.- Mineralización.	36

3.2.- Humificación.	40
4.- CICLO DEL NITROGENO. CONSIDERACIONES RESPECTO AL APORTE DE LODOS RESIDUALES.	46
4.1.- Aportes.	50
4.1.1.- Fijación del nitrógeno atmosférico.	
4.1.2.- Precipitaciones.	
4.1.3.- Adición de fertilizantes y residuos orgánicos.	
4.2.- Transformaciones.	51
4.2.1.- Mineralización.	
4.2.1.1.- Amonificación.	
4.2.1.2.- Nitrificación.	
4.2.2.- Inmovilización.	
4.3.- Pérdidas.	62
4.3.1.- Desnitrificación.	
4.3.2.- Volatilización.	
4.3.3.- Lavado.	
4.3.4.- Escorrentía.	
5.- IMPORTANCIA DEL NITROGENO EN LA PRODUCCION VEGETAL.	71
5.1.- Asimilación del nitrógeno y biosíntesis proteica.	74
5.2.- Fertilización nitrogenada.	84
5.2.1.- Deficiencia y toxicidad del nitrógeno en plantas.	
5.2.2.- Eficacia del nitrógeno inorgánico.	
5.2.3.- Eficacia del nitrógeno orgánico.	
6.- MINERALIZACION DEL NITROGENO ORGANICO EN EL SUELO.	103
6.1.- Mineralización real.	107
6.2.- Mineralización potencial.	109

6.3.- Métodos experimentales y condiciones para la determinación de la mineralización potencial.	116
6.3.1.- Nitrógeno orgánico del suelo.	
6.3.2.- Nitrógeno orgánico procedente de lodos residuales.	
7.- ESTUDIO SOBRE LA MINERALIZACION DEL NITROGENO DE LODOS RESIDUALES EN EL SUELO: CONCLUSIONES BIBLIOGRAFICAS.	125
7.1.- Eficacia nitrogenada de lodos residuales.	125
7.2.- Mineralización real.	126
7.3.- Nitrógeno mineralizable.	127
II.- <u>OBJETIVOS.</u>	129
III.- <u>MATERIAL Y METODOS.</u>	133
1.- DETERMINACION DE LAS DIFERENTES FORMAS DE NITROGENO EN LODOS RESIDUALES Y SU VARIACION ESTACIONAL.	134
2.- NITROGENO MINERALIZABLE: EXPERIENCIAS DE LABORATORIO.	138
2.1.- Materiales.	
2.1.1.- Lodos residuales.	
2.1.2.- Suelos.	
2.2.- Métodos experimentales y condiciones.	140
2.2.1.- Método biológico : Incubación.	
2.2.2.- Método químico : Extracción a 80°C.	
3.- MINERALIZACION REAL DEL NITROGENO: EXPERIENCIAS DE CAMPO.	145
3.1.- Materiales.	145
4.- METODOS ANALITICOS.	148

4.1.- Preparación de las muestras.	148
4.2.- Análisis químicos.	148
4.2.1.- Lodos y suelos.	
4.2.2.- Tejido vegetal.	
5.- ESTIMACION DEL NITROGENO POTENCIALMENTE MINERALIZABLE Y DEL COEFICIENTE DE MINERALIZACION.	150
6.- ANALISIS ESTADISTICOS.	155
6.1.- Experiencias de laboratorio.	155
6.2.- Experiencias de campo.	158
IV.- <u>RESULTADOS Y DISCUSION.</u>	159
1.- DETERMINACION DE DIVERSAS FORMAS NITROGENADAS EN LODOS RESIDUALES.	160
1.1.- Resultados.	
1.2.- Discusión.	
2.- VARIACION ESTACIONAL DE LAS FORMAS NITROGENADAS DE LODOS RESIDUALES.	169
3.- METODO BIOLOGICO PARA LA DETERMINACION DEL NITROGENO MINERALIZABLE : METODO "A" (Incubación y percolación).	181
3.1.- Resultados.	
3.1.1.- N-mineralizado en función del tiempo.	
3.1.2.- Tasa de mineralización.	
3.1.3.- N-potencialmente mineralizable.	
3.2.- Discusión.	199
3.2.1.- N-mineralizado en función del tiempo.	
3.2.2.- Tasa de mineralización.	
3.2.3.- Coeficiente de mineralización, N-potencialmente mineralizable y vida <u>me</u> <u>dia</u> .	

4.- METODO BIOLOGICO PARA LA DETERMINACION DEL NITROGENO MINERALIZABLE : METODO "B" (Incubación y extracción).	214
4.1.Resultados.	214
4.1.1.- N-mineralizado en función del tiempo.	
4.1.2.- Tasa de mineralización.	
4.2.- Discusión.	221
4.2.1.- N-mineralizado en función del tiempo.	
4.2.2.- Tasa de mineralización.	
5.- NITROGENO INORGANICO LIBERADO A 80°C.	
5.1.- Resultados.	228
5.2.- Discusión.	228
6.- MINERALIZACION REAL.	
6.1.- Resultados.	234
6.2.- Discusión.	234
7.- RELACION ENTRE MINERALIZACION REAL Y POTENCIAL: DISCUSION DE RESULTADOS.	
7.1.- Relación entre el N-mineralizado en el campo y por incubación.	240
7.1.1.- Método A.	
7.1.2.- Método B.	
7.2.- Comparación entre el N-mineralizado en el campo y el liberado por extracción a 80°C.	247
8.- VALORACION DE LA EFICACIA DE LA FERTILIZACION NITROGENADA EN LAS EXPERIENCIAS DE CAMPO.	
8.1.- Resultados.	248
8.2.- Discusión.	258
9.- OTROS PARAMETROS DETERMINADOS. RESULTADOS Y DISCUSION.	264

V.- <u>CONCLUSIONES.</u>	272
VI.- <u>BIBLIOGRAFIA.</u>	277

I. INTRODUCCION

El incremento constante del consumo de agua potable hace necesaria la construcción de nuevas plantas depuradoras de aguas residuales, éstas, además de devolver a la naturaleza un producto mas facilmente reciclable, contribuyen a disminuir la contaminación del medio ambiente resultante de las actividades humanas. Como consecuencia se presenta el problema de eliminar el subproducto del proceso depurador, es decir, el lodo residual.

El término lodo residual incluye una gran variedad de materiales que suelen estar en forma de suspensión y contienen de 1 a 10 % de materia sólida; se produce durante el tratamiento de las aguas residuales. Es un material muy heterogéneo cuya composición varía de una depuradora a otra e incluso en la misma planta con el tiempo (TERRY y col.1979). La variación en la composición del lodo depende del origen del agua residual y del tipo de proceso de depuración utilizado (MAGDOFF y col.1977).

En el desarrollo de esta memoria se expondrán las diferentes posibilidades para la eliminación de lodos residuales, en cualquier caso ésta debe hacerse de forma rentable tanto desde el punto de vista económico como energético, lo que supone su reutilización.

Considerando que el contenido medio en materia orgánica de los lodos es alrededor del 50% y que poseen cantidades considerables de nutrientes vegetales, especialmente nitrógeno y fósforo, está justificada su reutilización en agricultura como fertilizantes organo-minerales.

La aplicación de lodos al suelo debe hacerse de forma controlada, debido a la presencia de ciertas sustancias tóxi

cas o de microorganismos patógenos, que perjudicarían al suelo como vehículo en la producción de alimentos e indirectamente a los distintos eslabones de la cadena trófica. Sin embargo, ya que el contenido en nitrógeno es uno de los parámetros necesarios para fijar el aporte de lodo al suelo, es conveniente determinar qué fracción del N-orgánico del lodo será mineralizable en el suelo. Ello permitirá establecer el aporte de lodo adecuado en determinados suelos para unas condiciones climáticas dadas.

1.- ORIGEN, TRATAMIENTO Y DESTINO DE AGUAS Y LODOS RESIDUALES.

1.1.- ORIGEN.

Atendiendo a su origen las aguas residuales se pueden clasificar en:

- Aguas residuales domésticas, que contienen esencialmente restos de excretas humanas y detergentes.
- Aguas residuales industriales, ricas en unos componentes muy concretos: metales pesados, substancias orgánicas muy características, y con unos valores de pH extremos.
- Aguas procedentes de riadas, que contienen cualquier tipo de impurezas arrastradas por el agua de lluvia.

Según las diferentes localidades las aguas residuales estarán integradas por uno o varios de los componentes anteriormente citados.

1.2.- TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.

Ya que las aguas residuales llevan una fuerte carga de contaminantes, ya sean químicos o microbiológicos, es preciso purificarlas antes de que sean depositadas en algún lugar.

Las impurezas que contienen este tipo de aguas son materias minerales y orgánicas arrastradas por la corriente líquida en suspensión (materias coloidales, flotantes) o en disolución.

La depuración de aguas residuales es el tratamiento a que éstas se someten con el fin de separar los elementos perjudiciales o transformarlos de modo que queden inofensivos. Se basa en una serie de procesos que van mejorando la calidad del agua, y el lodo se elimina en distintas etapas de este tratamiento.

A continuación describimos las etapas del tratamiento de aguas residuales y lodos (METCALF, 1977; EPA, 1979; POMMEL, 1979; COLIN, 1980), que se representan esquemáticamente en la figura 1.

1.2.1.- Tratamiento primario.

Después del pretratamiento (desengrasado, tamizado, retención de sólidos grandes, etc.) se produce la llamada decantación primaria, que es un tratamiento de tipo físico y mecánico cuyo fin es la eliminación de grasas y detergentes, la eliminación parcial de los sólidos en suspensión (de un 50 a un 65 %, especialmente los de gran tamaño) y la reducción de la DBO (aproximadamente un 30 %). Se obtiene el lodo no estabilizado o crudo (también llamado lodo primario) que necesita un tratamiento posterior.

1.2.2.- Tratamiento secundario.

Es una depuración biológica cuyo fin es la destrucción de la materia orgánica. Se puede realizar en condiciones aerobias (mediante lodos activados, filtro percolador

o estanques de aireación) o anaerobias (con producción de metano). Actualmente ya no se utilizan las condiciones anaerobias debido a que hay riesgo de explosión y la cantidad de metano producida es tan pequeña que no se puede pensar en recuperarla. El proceso incluye una población microbiana capaz de transformar la materia orgánica en CO_2 o compuestos sólidos más estables que serán separados fácilmente del agua en la decantación secundaria. El resultado es una eliminación más completa de los sólidos en suspensión así como la casi total desaparición de la DBO (reducción de un 85-90 %).

Después de estos tratamientos, el efluente líquido ya depurado y previamente clorado se puede utilizar con fines industriales, para el riego o ser evacuado al mar sin ningún tipo de peligro; mientras que los lodos que se han ido separando durante el proceso depurador deben sufrir un tratamiento posterior previa utilización o eliminación.

1.3.- TRATAMIENTO DE LOS LODOS.

El tratamiento de los lodos tiene por fin obtener un producto de volumen reducido, que no sea perjudicial, que se pueda eliminar fácilmente sin que ello suponga un peligro para el medio ambiente, y, finalmente, si es posible, aprovecharlo.

Para el tratamiento de los lodos se realiza una secuencia de procesos que describimos a continuación.

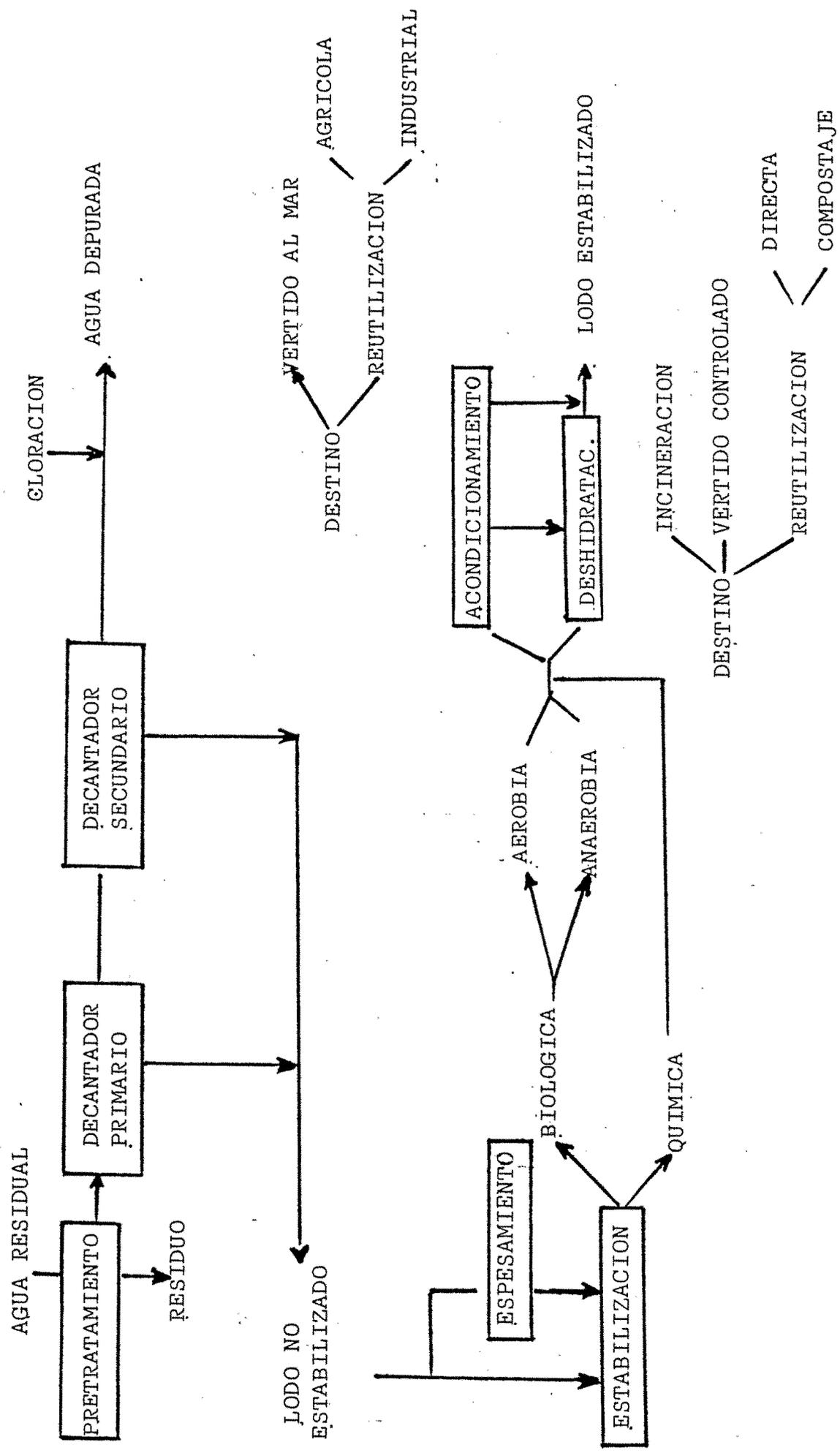


FIGURA 1.- Tratamiento de aguas residuales y lodos.

1.3.1.- Espesamiento.

Consiste en una disminución del volumen del lodo por acción de la gravedad o de un modo mecánico, con lo cual se obtiene un material mas homogéneo y tiene además la ventaja de que se requiere menos espacio en las etapas posteriores de su tratamiento.

1.3.2.- Estabilización.

Es un tratamiento biológico, en el cuál la materia orgánica es degradada por acción de microorganismos. Su objetivo principal es obtener un lodo menos oloroso y putrescible a la vez que disminuye el contenido en organismos patógenos. El proceso de estabilización puede llevarse a cabo en condiciones aerobias o anaerobias.

1.3.2.1.- Estabilización aerobia.- El proceso, también llamado digestión aerobia, está basado en el principio de que, cuando los microorganismos carecen de un aporte externo de alimentos o éste es inadecuado, metabolizan su propia masa celular. La digestión aerobia incluye la oxidación directa de cualquier tipo de materia biodegradable y la oxidación del material celular por los microorganismos. Esta segunda etapa se conoce como respiración endógena y es la reacción predominante de la digestión aerobia.

La estabilización aerobia supone la destrucción de una parte de la materia orgánica del lodo que se transforma en CO_2 . La reducción de materia orgánica es del orden

del 30-35 % con una estabilización menor que en la digestión anaerobia. Además se produce una mineralización del nitrógeno orgánico, que se transforma en su mayor parte en forma amoniacal y parcialmente en forma nítrica.

La digestión aerobia se lleva a cabo en cubas abiertas en las que los lodos son continuamente aireados durante 10 días (si la temperatura es de 20°C.) ó 14 días (a 12°C)

El proceso de digestión aerobia tiene las ventajas de que no produce olor excesivo, da una buena sedimentación del lodo resultante, el sobrenadante tiene poco contenido en sólidos suspendidos y nitrógeno amoniacal así como baja DBO, reduce el número de patógenos y resulta mas económico y manejable que los sistemas de digestión anaerobia. Sin embargo, posee las desventajas de que se necesita un aporte energético elevado para suministrar oxígeno y su funcionamiento depende del tipo de cuba y su ubicación.

1.3.2.2.- Estabilización anaerobia.- Se denomina también digestión anaerobia y es la degradación biológica de sustancias orgánicas complejas en ausencia de oxígeno libre. En el proceso se libera energía y la mayor parte de la materia orgánica del lodo se descompone en CH_4 , CO_2 , H_2O y NH_4 , esto se traduce en una reducción de materia orgánica del orden del 45 %. Ya que al final del proceso queda poca cantidad de carbono y energía para sostener una actividad biológica posterior, el residuo sólido es mas estable químicamente. Se produce además una mineralización del nitrógeno orgánico que se transforma en sales de amonio.

La descomposición de la materia orgánica se reali

za en dos fases. En la primera, microorganismos hidrolíticos anaerobios transforman la materia orgánica en ácidos orgánicos (principalmente acético, propiónico y láctico), los cuáles sirven de alimento a las bacterias metánicas (anaerobias estrictas) que en una segunda fase los transforman en CH_4 y CO_2 .

Las bacterias metánicas son muy sensibles a los cambios de pH, concentración del substrato y de temperatura, por lo que la digestión anaerobia exige un control riguroso.

La intensidad de la fermentación metánica depende de la temperatura: es prácticamente nula a 11°C y óptima a 35°C .

La digestión anaerobia se lleva a cabo en ausencia de oxígeno y en unas cubas cerradas llamadas digestores, donde el lodo permanece el tiempo necesario para obtener una reducción de materias orgánicas del 45%. Este tiempo de permanencia del lodo es función de la temperatura y varía entre 40 días (a $35\text{--}55^\circ\text{C}$) y 60 días (a 20°C).

Las ventajas de la digestión anaerobia son, por una parte, la producción de metano (posible fuente energética), por otra, la reducción del volumen del lodo (de un 25 a un 45% de los sólidos del lodo se destruyen durante la digestión) y además inactiva los patógenos.

Sus desventajas son: elevado coste, la necesidad de un control riguroso debido a la sensibilidad de las bacterias anaerobias y la producción de un sobrenadante con una DBO elevada y alto contenido en nitrógeno y sólidos suspendidos.

En la tabla (1) se indica la variación de la composición del lodo durante la digestión y en la tabla (2) el contenido en carbono y nitrógeno de los lodos digeridos aerobios y anaerobios.

TABLA 1.- Variación de la composición química del lodo durante la digestión. (BURD,1968).

	<u>N(%)</u>	<u>C(%)</u>	<u>C/N</u>	<u>P(%)</u>	<u>Cenizas(%)</u>
Lodo no digerido	2.83	40.32	15.35	1.00	33.75
Lodo digerido	3.31	28.61	10.40	1.34	44.90

TABLA 2.- Contenido en C y N de lodos producidos por digestión aerobia o anaerobia.(SOMMERS,1977).

	<u>D. anaerobia</u>			<u>D. aerobia</u>		
C-orgánico (%)	18	39	26.8	27	37	29.5
C-mineral (%)	----- 1 a 4 -----					
N-total(%)	0.5	17.6	4.2	0.5	7.6	4.8
N-NH ₄ (ppm)	120	67600	1600	30	11300	400
N-NO ₃ ⁻ (ppm)	2	4900	79	7	830	180

En la tabla (3) se indica el contenido en materia orgánica, N-total, N-NH₄ y la relación C/N de diversos lodos obtenidos mediante tecnologías diferentes (CHAUSSOD,1981).

	M.seca (% s.m.h.)	M.O. (% s.m.s.)	N-total (% s.m.s.)	N-NH ₄ (% del N-total)	C/N
Lodos mixtos sin digerir	3-5	60-80	3-5	≤10	10-14
Lodos digeridos anaerobios	5-10	40-60	2-7	20-40	5-10
Lodos digeridos aerobios	4-8	50-70	3-8	5-10	5-8
Lodos de aireación prolongada	2-5	40-60	2-6	5-15	4-8
Lodos secados en eras	35-50	35-50	2-4	≤10	8-12
Lodos acondiciona- dos y deshidratados mecanicamente	20-30	40-60	2-6	≤5	5-10
Lodos tratados con autoclave y deshi- dratados	40-50	50	1-2	≤5	20

TABLA 3.- Contenido en materia seca, materia orgánica, N-total, N-NH₄ y relación C/N de diversos lodos (CHAUSSOD, 1981).

Existe otro tipo de estabilización no biológica sino química. Se trata de la estabilización por adición de cal. Al añadir cal al lodo, el medio no es adecuado para la vida de los microorganismos debido a la elevación de pH (> 12).

Este tratamiento no afecta cuantitativamente a la materia orgánica del lodo. Sus principales ventajas son bajo coste y aplicación fácil, mientras que las desventajas son que el lodo no es químicamente estable (si el pH disminuye se reanuda la descomposición biológica y produirá mal olor) y que la cantidad de lodo tratada no disminuye.

1.3.3.- Acondicionamiento.

Es la desaparición de la estabilidad coloidal del lodo para liberar parte del agua ligada a la materia coloidal y poder eliminarla posteriormente por cualquier proceso de deshidratación. El acondicionamiento se puede obtener por vía térmica o química.

El acondicionamiento térmico modifica considerablemente la naturaleza del lodo. Consiste en calentarlo a una temperatura de 180 a 220°C durante un período de tiempo que oscila entre 30 minutos y 2 horas, para coagular las proteínas y solubilizar la materia orgánica por hidrólisis. El resultado es una fase líquida rica en materia orgánica biodegradable soluble y un residuo sólido relativamente estable y empobrecido.

El acondicionamiento químico depende de

los procesos de deshidratación mecánica utilizados posteriormente.

- La centrifugación y filtración bajo presión progresiva requieren un acondicionamiento por adición de polielectrolitos catiónicos.

- La filtración al vacío o bajo presión elevada requieren un acondicionamiento por adición de cal y sales de Fe o Al.

1.3.4.- Desinfección.

Las aguas residuales domésticas contienen organismos patógenos para el hombre y/o los animales y, como consecuencia, pueden encontrarse también en los lodos. Una gran parte de estos organismos se puede eliminar mediante procesos físicos y químicos tales como: adición de cal, cloración, pasteurización, tratamiento térmico, acción de ultrasonidos e irradiación mediante rayos gamma.

Desde el punto de vista de la aplicación agrícola de los lodos, la cloración aporta iones perjudiciales para las plantas y la adición de cal puede tener consecuencias nefastas en suelos básicos, pero los otros procesos que no actúan sobre la composición química de los lodos resultan muy caros.

Sin embargo, hay que tener en cuenta por una parte, que en los procesos de depuración de aguas residuales y lodos se elimina la mayor parte de estos organismos patógenos, aunque su fin primordial sea la eliminación y estabilización de la materia orgánica y por otra, que, aun-

que los microorganismos lleguen al suelo, éste tiene recursos para bloquearlos como son la filtración de bacterias y la adsorción de virus, además de los fenómenos de antagonismo entre la propia flora microbiana del suelo y los microorganismos patógenos aportados, que son rápidamente eliminados o por lo menos no tienen posibilidad de multiplicarse. A todo esto hay que añadir la acción bactericida de los rayos solares. Sin olvidar que el tiempo de supervivencia de los organismos patógenos en el suelo es limitado (Tabla 4).

No obstante, aunque los microorganismos son menos persistentes sobre las plantas (Tabla 5) que en el suelo, será prudente no utilizar lodos ni aguas residuales en cultivos hortícolas para consumir crudos y en el caso de pastos, procurar que el ganado no pascie hasta pasados dos meses de la aplicación del lodo.

Por tanto, prácticamente el peligro concerniente a la presencia de patógenos en los lodos estriba más en la manipulación de éstos que en su aplicación agrícola en sí.

1.3.5.- Deshidratación.

La deshidratación permite, a partir de un lodo líquido más o menos concentrado, obtener un residuo sólido o semisólido.

La utilización de eras de secado es un sistema en el que la eliminación del agua se realiza por una parte por filtración a través de una capa de arena y por otra,

TABLA 4.- Supervivencia de algunos organismos patógenos en el suelo. (PARSONS y col. 1975).

<u>Organismos</u>	<u>Tiempo de supervivencia</u>
Salmonella	De 15 a mas de 180 días
Salmonella typhi	1-120 días
Bacilo tuberculoso	Mas de 180 días
Quistes de Entamoeba histolytica	6-8 días
Enterovirus	8 días
Huevos de Ascaris	Hasta 7 años
Larvas de Anquilostoma	42 días

TABLA 5.- Supervivencia de algunos organismos patógenos sobre los vegetales. (PARSONS y col. 1975)

<u>Organismos</u>	<u>Vegetales</u>	<u>Tiempo de supervivencia (días)</u>
Salmonella	Hortalizas, frutos	3-49
	Pastos, césped.	De 12 a mas de 42
Bacilo tuberculoso	Pastos	10-49
Quistes de Entamoeba histolytica	Hortalizas	Menos de 1 a 3
Enterovirus	Hortalizas	8
Huevos de Ascaris	Hortalizas, frutos	27-35

por evaporación. Sus posibilidades están limitadas por la cantidad de lodo producida y sobre todo por las condiciones climáticas.

La deshidratación mecánica se puede realizar por filtración y por centrifugación.

Los lodos resultantes tienen un contenido en humedad variable, según el cuál se han clasificado en:

- Lodos líquidos: 5% de materia seca.
- Lodos semisólidos: 5-20% de materia seca.
- Lodos sólidos: 20-90% de materia seca.

1.4.- DESTINO.

El destino final que se da actualmente a estos lodos es muy variado. Por ejemplo, en USA que en los últimos años la producción anual de lodos de distintos orígenes se estimó en $7,700,000 \text{ Tm.año}^{-1}$, un 35% se incineró, un 15% se tiró al mar, un 25% se enterró en zanjas y finalmente, el 25% restante fue aportado al suelo como fertilizante (CHARLIE y col. 1979; SCHMIDTKE, 1980).

Resumiendo, podríamos agrupar de la siguiente manera el camino final que siguen estos productos residuales: incineración, vertido controlado, recuperación de algunos de sus constituyentes y obtención de alguna forma de energía.

1.4.1.- Incineración.

La incineración, aunque reduce al máximo el peso y el volumen del lodo, resulta poco interesante desde el punto de vista económico porque supone un gasto energético considerable y además los productos de la combustión contaminan la atmósfera.

1.4.2.- Vertido controlado.

Puede efectuarse directamente al mar, pero los problemas de contaminación que ello supone ha llevado a tomar serias medidas al respecto y, por ejemplo la legislación de USA tiene prohibido su vertido desde finales de 1981.

En otros casos, el lodo se descarga en vertederos siendo un proceso similar al que se realiza con basuras.

1.4.3.- Recuperación de alguno de sus constituyentes.

En cuanto a la recuperación de algunos de los constituyentes del lodo, aunque económicamente no es rentable, se ha estudiado la posibilidad de recuperar metales pesados y fosfatos (OLIVER y col. 1976), nitratos (CHANG y col. 1981) y también en lodos procedentes de industrias alimentarias, la recuperación de proteínas (HEDDLE, 1979).

1.4.4.- Fuente energética.

Desde el punto de vista energético se han considerado los lodos como punto de partida para la obtención de metano, fuel e hidrocarburos en general (HOMAN, 1979; GRIFFIS y col. 1980).

Como consecuencia de la crisis energética, el elevado coste que supone la obtención de fertilizantes minerales y dado que los lodos poseen un elevado contenido en materia orgánica (alrededor de un 50% sobre peso seco) y cantidades considerables de macronutrientes (especialmente nitrógeno y fósforo), cabe pensar en su posible aplicación como fertilizantes. Además la utilización de estos lodos en agricultura como enmienda y/o fertilizantes será económicamente rentable puesto que representa un doble ahorro de energía: por una parte, la que se utilizaría para eliminarlos y por otra, la necesaria para obtener los fertilizantes minerales.

Esta solución en principio es factible siempre que no sea causa de contaminación del medio ambiente ni de la cadena alimentaria, ya sea por metales pesados o por microorganismos patógenos presentes en el lodo (CHANEY, 1973; SABEY, 1977).

El método de aplicación de lodos al suelo está condicionado por su contenido en materia seca. Si contiene más del 15% de sólidos, su aplicación es análoga a la del estiércol y requiere ser incorporado al suelo antes de las 48 horas de su aplicación; si contiene menos del 15%, se aplica mediante sistemas de riego o por inyección directa.

El compostaje (EPSTEIN y col. 1974 y 1975; BERNARD, 1976) se utiliza para mejorar la calidad agronómica de estos residuos y reducir el número de organismos patógenos. Consiste en una transformación biológica, en condiciones controladas, de la materia orgánica en compuestos más estables, similares a las sustancias húmicas del suelo. Actualmente el proceso es aerobio y se realiza en condiciones meso y termofílicas. Su coste puede compararse al de la incineración (GOLUEKE, 1973).

En la actualidad este proceso se realiza mezclando distintos residuos para obtener un producto de mejor calidad. Los lodos, por su elevado contenido en nitrógeno, se mezclan con otros residuos como cortezas de árbol, serrín, basura, paja, residuos orgánicos industriales, entre otros (USA, Suecia, Alemania).

2.- REUTILIZACION AGRICOLA DE LOS LODOS.

En la reutilización agrícola de los lodos residuales como fertilizantes organominerales debe tenerse en cuenta no sólo su acción directa sobre el propio suelo si no también su incidencia sobre los cultivos, la cadena trófica y el medio ambiente.

A continuación se comentan cada uno de estos aspectos así como las referencias bibliográficas relacionadas con ellos:

Muchos son los trabajos que ponen de manifiesto los efectos que producen los lodos sobre las propiedades físicas (EPSTEIN, 1973; GUPTA y col. 1977; EPSTEIN y col. 1979; KLADIVKO y col. 1979; SUBBAIAH y col. 1979; RENGASAMY y col. 1980; KHALEEL y col. 1981), químicas (LINDSAY, 1973; TAYLOR y col. 1978) y biológicas del suelo (LÖBL y col. 1975; DORAN y col. 1976; VARANKA y col. 1976; BECK y col. 1979). A continuación citaremos brevemente los efectos que producen.

Mejoran las propiedades físicas: favorecen la estructuración del suelo, protegen la superficie contra la erosión (contribuyendo así a su conservación) y aumentan su capacidad de retención de agua. Las propiedades físico-químicas se ven afectadas porque aumenta la capacidad de intercambio catiónico y el poder de amortiguación del suelo. Modifican las propiedades químicas del suelo ya que aportan elementos nutritivos, sales, metales pesados y compuestos orgánicos, favoreciendo la formación de compuestos húmicos y complejos organometálicos. Finalmente,

aumentan la actividad microbiana por aporte de materia orgánica.

Los efectos de los lodos sobre los cultivos han sido también estudiados por diferentes autores (SABEY y col. 1975; MARTIN y col. 1978; HORNICK y col. 1979; SHIPP y col. 1979; PARR y col. 1980; SAWHNEY y col. 1980).

La fertilización con lodos favorece por una parte el desarrollo de los cultivos como consecuencia de los efectos que producen sobre el suelo y por otra, les asegura una nutrición en macro y micronutrientes adecuada. Sin embargo, hay que tener en cuenta la presencia en los lodos de ciertos microelementos que, si bien algunos son esenciales para las plantas -tales como Fe, Cu, Mn, Zn, B y Mo- a determinadas concentraciones pueden ser tóxicos para ellas. Por otra parte, los lodos pueden contener también microelementos no esenciales o contaminantes, tales como Hg, Cd, Pb, Cr, Ni, Se, As, Al y V.

Por tanto, la fertilización con lodos tiene una doble vertiente nutricional, es beneficiosa para los vegetales puesto que representa una fuente de oligoelementos y, por el contrario, si los lodos contienen una cantidad elevada de oligoelementos o bien de contaminantes, pueden ejercer una acción fitotóxica, acumularse en las plantas y perturbar la cadena alimentaria y, por último, existe el riesgo de contaminación de las aguas subterráneas.

Además de estos elementos potencialmente tóxicos también pueden encontrarse en los lodos ciertos residuos orgánicos tóxicos procedentes de pesticidas, que son hi-

drocarburos sencillos o aromáticos polinucleados y en su mayoría clorados (DACRE, 1980). Se consideran potencialmente tóxicos por las siguientes razones: son poco solubles en agua, difícilmente biodegradables, se transportan y acumulan en la cadena trófica por su afinidad lipídica y algunos de ellos son mutágenos. Los bifenilos policlorados se consideran altamente tóxicos.

Aunque los procesos de depuración de aguas residuales y tratamiento de lodos eliminan la mayor parte de microorganismos patógenos (Mc KINNEY y col. 1958; UNZ, 1976), la persistencia de un cierto número de ellos puede afectar al hombre directamente durante la manipulación y aplicación del lodo o indirectamente, así como a los animales, por consumo del producto vegetal (ARDEN, 1976; C.E.S. 1976; CLARK y col. 1976; MORRISON y col. 1976; RYLANDER, 1976 y 1977; SEDITA y col. 1976).

Se considera el suelo como un sistema depurador natural (CATROUX y col. 1974; GERMON, 1976), porque a través de él ciertos iones aportados con los residuos orgánicos se inmovilizan al formar complejos con los coloides minerales y orgánicos del mismo, la materia orgánica es degradada por la actividad microbiana y además actúa como un filtro capaz de retener desde bacterias hasta partículas en suspensión de mayor tamaño. En la utilización del suelo como sistema depurador hay que considerar también la intervención de los vegetales que en él se desarrollan, ya que al asimilar una determinada cantidad de nutrientes reducen su pérdida por lavado. Consecuentemente, el suelo es un sistema dinámico a través del cuál los elementos nutritivos pueden reciclarse pasando de los residuos a las

plantas, el aire o el agua.

Por todo ello, la aplicación de lodos al suelo como fertilizantes debe hacerse siempre de forma controlada, con lo cuál se minimizan los riesgos de contaminación. Sólo cuando se distribuyen en grandes dosis y de manera incontrolada ofrecen un grave peligro para los seres vivos en general y el hombre en particular, ya sea directamente o indirectamente por la asimilación de determinadas sustancias por parte de plantas y animales.

2.1.- NORMAS DE APLICACION.

Hasta el momento no existen unas normas de aplicación unificadas en los países donde ya se utilizan los lodos residuales como fertilizantes. Sin embargo, lo cierto es que no pueden utilizarse de forma incontrolada y que será difícil generalizar, ya que en cada caso concreto habrá que considerar: las características del suelo y del lodo, las interacciones suelo-lodo y el impacto del nitrógeno, fósforo y elementos potencialmente tóxicos sobre el suelo, el cultivo y el medio ambiente.

Las dosis de aporte de lodo se basan en parámetros diversos según los países, incluso muchos estados de USA tienen una normativa particular, aunque a grandes rasgos se puede decir que el nitrógeno y los metales potencialmente tóxicos son los factores limitantes que se tienen en cuenta con mas frecuencia.

A continuación se resumen las normas de aplicación que siguen diversos países en función de: la dosis máxima de aporte de lodo (Tabla 6), la concentración máxima de metales permitida (Tabla 7), la dosis límite de metal a aportar (Tabla 8) y la cantidad acumulativa de metal aportada (Tabla 9). (HUCKER, 1981).

<u>Alemania</u>	<u>Dinamarca</u>	<u>Finlandia</u>	<u>Canadá (Ontario)</u>	<u>Inglaterra</u>
5 Tm.ha ⁻¹ .año ⁻¹ de materia seca o según el lí- mite de adición de metal.	Demanda del culti- vo o según el lí- mite de adición de metal.	20 Tm.ha ⁻¹ cada cinco años ó 4 Tm.ha ⁻¹ cada año.	130 m ³ de lodo lí- quido.ha ⁻¹ . Demanda en nitró- geno del cultivo.	Hasta 1/5 de la cantidad total de metal apor- tada en 30 años.
<u>Noruega</u>	<u>Suecia</u>	<u>Holanda</u>	<u>Suiza</u>	<u>USA (WISCONSIN)</u>
Una aplicac.de 50 Tm.ha ⁻¹ . 20 Tm.ha ⁻¹ /10añ. 10 Tm.ha ⁻¹ /5añ. 2 Tm.ha ⁻¹ /año	5 Tm.ha ⁻¹ ca- da 5 años. 1 Tm.ha ⁻¹ ca- da año.	2 Tm.ha ⁻¹ /añ. (suelo de cul- tivo) . ⁻¹ /añ. 1 Tm.ha ⁻¹ /añ. (pasto) ó se- gún el límite de adición de metal.	100 kg de N disponible. ha ⁻¹ .año ⁻¹ . por la adición de Cd a 2 Kg Cd. ha ⁻¹ (hasta 1984) 1.25 ⁻¹ Kg Cd.ha ⁻¹ . año ⁻¹ (1984-86). 0.5 ⁻¹ Kg Cd.ha ⁻¹ . año ⁻¹ (desde 1987).	Demanda del cul- tivo. Aporte de metal limitado al 10% de la C.I.C. del suelo y 2.4 Kg Cd.ha ⁻¹ .año ⁻¹ .

TABLA 6.- Dosis máxima de aporte de lodo según diversos países.

	<u>Alemania</u>	<u>Dinamarca</u>	<u>Finlandia</u>	<u>Francia</u>	<u>Holanda</u>	<u>Noruega</u>	<u>Suecia</u>	<u>Suiza</u>
As	--	--	--	--	10	--	--	--
Cd	30	30	30	15	10	15	15	30
Co	--	--	100	20	--	--	50	100
Cr	1200	500	1000	200	500	--	1000	1000
Cu	1200	700	3000	1500	600	--	3000	1000
Hg	25	--	25	8	10	7	8	10
Mn	--	--	3000	500	--	--	--	--
Mo	--	--	--	--	--	--	--	20
Ni	200	--	500	--	100	--	500	200
Pb	1200	1200	1200	300	500	300	300	1000
Zn	3000	6000	5000	3000	2000	--	10000	3000

TABLA 7.- Concentración (mg.Kg^{-1}) de algunos metales pesados en lodos residuales aceptada por diversos países.

	<u>Dinamarca</u>	<u>Finlandia</u>	<u>Inglaterra</u>	<u>Noruega</u>	<u>Suecia</u>
As	--	--	333	--	--
Cd	15	20	167	30	15
Co	--	400	--	--	50
Cr	--	4000	33000	--	1000
Cu	--	12000	9300	--	3000
Hg	--	100	67	14	8
Mn	--	12000	--	--	--
Mo	--	--	133	--	--
Ni	--	2000	2300	--	500
Pb	600	4800	33000	600	300
Se	--	--	167	--	--
Zn	--	20000	18600	--	10000
B	--	--	3500	--	--

TABLA 8.- Dosis límite ($\text{g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$) de metal a aportar.

	<u>Canadá (Ontario)</u>		<u>Inglaterra</u> (30 años)		<u>USA (EPA)</u> C.I.C. del suelo			<u>USA (Wisconsin)</u>
					0-5	5-15	>15	
As	15	10	--	--	--	--	--	--
Cd	1.6	5	5 ⁺	10 ⁺	20 ⁺			24
Co	30	--	--	--	--	--	--	--
Cr	220	1000	--	--	--	--	--	--
Cu	168	280	125	250	500			364
Hg	0.9	2	--	--	--	--	--	--
Mo	3.8	4	--	--	--	--	--	--
Ni	36	70	50	100	200			182
Pb	94	1000	500	1000	2000			--
Se	2.7	5	--	--	--	--	--	--
Zn	363	560	250	500	1000			728
F	--	600	--	--	--	--	--	--

(+) Si el pH del suelo es menor de 6.5, la cantidad de Cd es en los tres casos de 5 Kg.ha⁻¹.

TABLA 9.- Cantidad acumulativa (Kg.ha⁻¹) de metal aportado.

Además de lo citado anteriormente, en algunos ca sos se tienen en cuenta diversas consideraciones mucho mas concretas, tal es el caso de:

- Canadá (Ontario), donde se exige una relación N-amoniaca l/metal mínima para que se pueda aplicar el lodo. (Tabla 10. HUCKER, 1980).

TABLA 10.- Relación mínima N-amoniacal/metal en lodos.

	<u>N-NH₄/metal</u>		<u>N-NH₄/metal</u>
As	100	Mo	180 (250)
Cd	500	Ni	40
Co	50	Pb	15
Cr	6 (15)	Se	500
Cu	10	Zn	4
Hg	1500		

Nota: Los valores entre paréntesis corresponden a GARRIGAN, 1977.

- Inglaterra y USA (Wisconsin) consideran tambien el concepto de equivalente zinc (Z.E.), el cuál es un coeficiente que expresa la toxicidad del Cu y Ni en función de la del Zn. En el caso de Inglaterra se acepta la proporción 1:2:8 y en Wisconsin, 1:2:4. El Z.E. del lodo se calcula en Inglaterra como:

$$\text{Z.E. (ppm)} = 1 \text{ Zn}^{2+} + 2 \text{ Cu}^{2+} + 8 \text{ Ni}^{2+}.$$

- La EPA recomienda no aportar lodos al suelo cuyo contenido en bifenilos policlorados sea superior a 10 ppm. (JELINEK y col. 1977).
- En Alemania se considera no sólo la concentración de metales en el lodo sino también la del suelo (Tabla 11) que se va a fertilizar con lodo.

TABLA 11.- Concentración límite de algunos metales en el suelo. (HUCKER, 1981).

<u>Metal</u>	<u>mg.Kg⁻¹</u>	<u>Metal</u>	<u>mg.Kg⁻¹</u>
Cd	3	Ni	50
Cr	100	Pb	100
Cu	100	Zn	300
Hg	2		

2.2.- RECOMENDACIONES.

Teniendo en cuenta lo expuesto en párrafos anteriores, es evidente la imposibilidad de encontrar una dosis de aporte de lodo universal; sin embargo, se pueden establecer de modo general una serie de recomendaciones para tener en cuenta cuando se quieran aplicar lodos al suelo.

- Medidas sanitarias.

- . El lodo debe ser estabilizado y se aconseja inyectarlo al suelo o bien, si se aplica en superficie, incorporarlo antes de pasadas 48 horas de su aplicación.
- . Los cultivos a consumir crudos o cuando la parte comestible del vegetal sea la raíz, no se deben plantar dentro del primer año de la aplicación del lodo.
- . Los pastos o cultivos forrajeros no deben emplearse para la alimentación de vacas lecheras hasta pasados dos meses de la aplicación del lodo. Los demás animales pueden pacer pasadas dos semanas.
- . Para asegurar la protección del suministro de agua potable, la aplicación debe realizarse como mínimo a 300 m. de dicho suministro.
- . No debe aplicarse en lugares cuya distancia a la residencia mas próxima sea de 150 m.
- . Evitar la contaminación de aguas superficiales y subterráneas.

- Posición fisiográfica y características del suelo adecuadas para evitar la contaminación del medio ambiente.

. La pendiente del terreno debe ser inferior al 4% y pendientes superiores sólo son aceptadas si se pretende reducir la erosión del suelo (hasta un 6%). En caso de pendientes superiores debe reducirse la escorrentía (aplicación por inyección).

. La red de drenaje debe ser centrípeta.

. La capacidad de infiltración superficial debe ser alta y la permeabilidad subsuperficial, moderada.

. Buen drenaje para asegurar condiciones oxidantes durante todo el año.

. Moderado grado de retención hídrico.

. Materiales de textura media o fina.

. El pH del suelo estará comprendido entre 6.5 y 8.2 para evitar solubilizaciones excesivas de metales pesados.

. Alta capacidad de intercambio catiónico del suelo.

. La profundidad del suelo debe ser por lo menos de 0.5 m. y preferiblemente mas de 1 m. y en este espacio no debe haber capas de material impermeable o capas freáticas.

Estas recomendaciones son aconsejables pero no restrictivas. No obstante, desde el punto de vista económico, la aplicación de lodo debe incrementar el rendimiento del cultivo, no ocasionar deficiencias nutricionales y el sistema de aplicación debe mantener la relación coste eficacia.

Por todo lo dicho, antes de fertilizar un suelo con lodo residual es necesario efectuar un estudio de ambos. Fijar las dosis de aporte en función de los conceptos antes mencionados. Controlar periódicamente, sobre todo al principio, las propiedades físico-químicas y biológicas del suelo. En caso de aplicación masiva es necesario controlar también el agua subterránea.

3.- DINAMICA DE LA MATERIA ORGANICA EN EL SUELO.

CONSIDERACIONES RESPECTO AL APORTE DE LODOS RESIDUALES.

Ya que los lodos residuales tienen un alto contenido en materia orgánica (alrededor de un 50% sobre peso seco) y también en nutrientes, especialmente nitrógeno (4%) y fósforo (2% expresado en P_2O_5), debemos considerar las transformaciones que tendrán lugar en el suelo al emplear como fertilizantes los mencionados residuos orgánicos.

La materia orgánica endógena del suelo es de origen vegetal y animal. Los suelos denominados minerales pueden contener desde trazas de M.O. hasta un 15-20% y los orgánicos hasta un 90%.

Según Kononova la materia orgánica del suelo comprende tres fracciones:

- a) Residuos frescos y no descompuestos, procedentes de vegetales y animales. Son sustancias orgánicas complejas cuya existencia es transitoria y está condicionada por la regularidad de los aportes y la actividad biológica.
- b) Sustancias orgánicas complejas pero definidas e individualizadas (proteínas, hidratos de carbono y derivados, ceras, ligninas, fenoles, grasas y ácidos grasos etc), procedentes de la descomposición de los residuos frescos incorporados al suelo o bien de síntesis microbianas a partir de elementos minerales. Si se tiene en cuenta su transformación gracias a la intervención de microorganismos, se

trata ya de humus.

c) Substancias húmicas propiamente dichas, es decir, conjuntos de moléculas grandes que resultan de síntesis llevadas a cabo por microorganismos o bien son de origen residual. Este humus en sentido estricto comprende ácidos húmicos, ácidos fúlvicos y huminas. Procede de la fracción anterior pero su descomposición es muy lenta.

Según lo expuesto anteriormente, las fracciones "b" y "c" entrarían en la categoría de "humus", es decir, substancias que proceden de residuos incorporados al suelo después de la acción de microorganismos. La fracción "b" que es transitoria, puede llamarse humus joven y la "c", que son los productos húmicos estrictos y evolucionan muy lentamente, humus estable.

Cuando se incorpora al suelo materia orgánica fresca puede sufrir dos tipos de transformaciones por acción de microorganismos: mineralización y humificación.

3.1.- MINERALIZACION.

Es la destrucción de ciertas substancias orgánicas con formación de moléculas muy simples como por ejemplo CO_2 , NH_3 , HNO_3 ... Esto significa que el nitrógeno y otros elementos nutritivos tales como S, P, K, etc. son liberados total o parcialmente de las moléculas orgánicas destruidas.

La descomposición de la M.O. fresca está condicio-

nada por la actividad microbiana del suelo y por el tipo de materia orgánica. Así, la materia vegetal está compuesta por: sustancias hidrocarbonadas (azúcares, almidón, hemicelulosa, celulosa, lignina), proteínas, grasa, ceras, aceites y resinas. Los residuos animales contienen compuestos nitrogenados y lípidos. Todas estas sustancias evolucionan debido a procesos únicamente biológicos.

- Glucolisis.

Los azúcares y el almidón son fuente de energía para los microorganismos, que los oxidan rápidamente. En condiciones aerobias y por acción de bacterias y levaduras (fermentación alcohólica) se producen alcoholes, ácidos y desprendimiento de CO_2 . En condiciones anaerobias, son descompuestos hasta la formación de metano e hidrógeno gas.

Esta descomposición activa la vida microbiana y favorece la multiplicación de bacterias que posteriormente degradarán la celulosa y hemicelulosa.

- Celulólisis.

En condiciones aerobias y pH próximo a la neutralidad predomina la actividad de las bacterias, las cuáles por una parte degradan la celulosa en CO_2 y H_2O , y por otra, sintetizan (también a partir de celulosa) los poliu-

rónidos que entrarán en la composición del humus.

En medio ácido solamente intervienen los hongos pero su acción es lenta y poco eficaz. La proporción de celulolisis es baja y se acumula celulosa.

En medio anaerobio y muy húmedo, algunas bacterias anaerobias degradan la celulosa formando productos solubles o gaseosos: CO_2 , H_2 , ácidos orgánicos, que a su vez podrán ser transformados en metano. En estas condiciones, la celulosa no servirá para la construcción del humus.

Las bacterias responsables de la degradación de azúcares, almidón y celulosa, los utilizan como fuente de energía, pero necesitan también un aporte nitrogenado para construir su citoplasma. El nitrógeno pueden obtenerlo de la M.O. en descomposición si está presente en cantidad suficiente, en caso contrario utilizan el nitrógeno mineral del suelo pudiendo bloquear temporalmente el nitrógeno disponible para los vegetales.

- Ligninólisis.

La lignina, al contrario que los glúcidos, no sólo es difícil de descomponer, sino que además retarda la descomposición de otros compuestos orgánicos que impregna. Su descomposición, realizada sobre todo por hongos, no es del todo conocida.

En medio aerobio y a pH neutro, la ligninólisis es bastante rápida y, por humificación, lleva a la producción de ácidos húmicos.

En medio aireado pero ácido, la ligninólisis es lenta: los hongos acidófilos la descomponen en productos solubles que, junto con los taninos, constituyen los polifenoles. Estos, al impregnar las membranas celulósicas de los vegetales, retardan la descomposición y tienden a acumularse.

En medio anaerobio la actividad de los hongos es casi nula y la lignina se acumula prácticamente inalterada.

- Proteólisis.

Es la transformación de las moléculas de proteína en polipéptidos, aminoácidos y luego en amidas tales como la urea, por acción de hongos, bacterias y actinomicetos. La urea sigue una posterior transformación, la amonificación, con formación de amoníaco el cuál será oxidado vía nitrito a nitrato (nitrificación).

En medio ácido la descomposición de las materias nitrogenadas es incompleta. Se realiza por acción sólo de hongos que no son capaces de pasar mas allá de la amonificación.

La descomposición de la materia orgánica en el suelo está condicionada por las características del medio tales como temperatura, humedad, aireación y por el tipo de M.O. descomponible.

Características favorables son: condiciones aerobias, temperatura alrededor de 30°C y humedad entre un 60

y un 80% de la capacidad de campo.

Por otra parte, la descomposición de la materia orgánica - tanto M.O. fresca como la procedente de residuos orgánicos - está influenciada por la relación C/N del substrato orgánico. La descomposición es óptima (si los demás condicionantes son favorables) cuando la relación C/N es próxima a 10.

3.2.- HUMIFICACION.

Es el conjunto de procesos de síntesis de nuevas moléculas cada vez mas grandes y mas polimerizadas a partir de moléculas mas o menos pequeñas por descomposición de materia orgánica. La humificación lleva a la formación de moléculas orgánicas complejas, las mas importantes son ácidos fúlvicos (AF) y los ácidos húmicos (AH).

Los procesos de humificación no se deben sólo a la actividad biológica, intervienen tambien procesos químico-físicos.

- Procesos químico-físicos.

a). Fijación del nitrógeno. El humus contiene alrededor de un 5% de nitrógeno que puede ser fijado de dos maneras. Por una parte, en la periferia de las moléculas húmicas en forma de grupos amino o de iones NH_4 fijados sobre los grupos carboxilo. Esta forma es facilmente ata

cable por los microorganismos responsables de la mineralización. Por otra parte, en el interior de las moléculas húmicas, en forma de grupos -NH que originan puentes entre núcleos bencénicos: es la forma heterocíclica, mucho mas resistente a la biodegradación.

Cuanto mas polimerizado está el humus, mas nitrógeno pasa a forma heterocíclica y mas estable es.

b). Oxidaciones. Están condicionadas por la aireación. Gracias a la oxidación la lignina y los polifenoles son capaces de polimerizarse para formar las grandes moléculas de ácidos húmicos.

c). Polimerizaciones o condensaciones. Están condicionadas por la humedad. La alternancia de períodos húmedos y secos son favorables a la humificación, los compuestos solubles se forman en períodos húmedos y se polimerizan en períodos secos. Por esta razón el humus mas estable se forma en clima continental.

- Procesos biológicos.

Los seres vivos, responsables de los procesos de descomposición, intervienen de dos maneras en los de humificación:

- Favorecen y activan los procesos químico-físicos. El humus se forma y se estabiliza tanto mejor cuanto más se une a la fracción arcilla, por ello en suelos arenosos la humificación es siempre débil y predominan los compuestos orgánicos poco polimerizados. Las lombrices, reali-

zando la unión entre materia orgánica y arcilla en su tubo digestivo, favorecen la humificación. Para una buena humificación es indispensable que la actividad biológica sea intensa.

- Sintetizan una parte de los ácidos húmicos. Los poliuronidos son una fracción del humus sintetizada por microorganismos aerobios a partir de la celulosa. Se cree que estas sustancias están constituidas por el tejido en si, o por lo menos por el residuo resistente que queda después de su muerte. Esta fracción tiene gran interés tanto para la mejora de la estructura del suelo como para la nutrición vegetal.

El resultado de los procesos de humificación es la formación de un complejo conocido como humus, que está formado por un conjunto de sustancias de composición heterogénea y con unas características físico-químicas -color oscuro, peso molecular elevado (1000-250000), carácter coloidal, gran capacidad de intercambio catiónico (150-300 meq/100 g), facilidad de unirse a fracciones coloidales inorgánicas del tipo de la arcilla- y unas características bioquímicas (gran resistencia a la biodegradación) muy concretas. Estas sustancias desempeñan un papel importante en la fertilidad de suelos. Gracias a la CIC elevada, el suelo puede actuar como dosificador de nutrientes por una parte y por otra, bloqueando metales pesados que no serán directamente disponibles para las plantas. Además la presencia de humus favorece la formación de agregados estabilizando la estructura del suelo.

Consecuentemente, la transformación de la M.O. en el suelo es sumamente compleja. En la primera fase de su transformación los procesos de descomposición y humificación son simultáneos y no pueden separarse en el espacio ni en el tiempo. Esta fase vendrá seguida de otra etapa de evolución mucho más lenta, dando moléculas cada vez más grandes y polimerizadas que constituyen el humus estable.

La descomposición en el suelo de los residuos orgánicos de origen animal y vegetal dependen de las características del suelo, de la naturaleza del residuo y de factores ambientales. Los principales componentes de estos materiales residuales son: carbohidratos (azúcares, almidón, hemicelulosa, pectinas, gomas y mucílagos), proteínas, aminoácidos, aminas, grasas, aceites, ceras, resinas, alcoholes, aldehídos, cetonas, ácidos orgánicos, lignina, fenoles, taninos, ciclohidrocarburos y una mezcla de sustancias en cantidad muy pequeña (antibióticos, auxinas, vitaminas, enzimas y pigmentos) (ALLISON.1973).

En las aguas residuales no tratadas la materia orgánica está formada básicamente por carbohidratos (40-50%), proteínas (40-50%), y grasas (5-10%). de estos compuestos un 20% son solubles, del 40 al 60% se solubilizan por degradación y el resto (20-40%) permanecerán insolubles (MCKINNEY,1962).

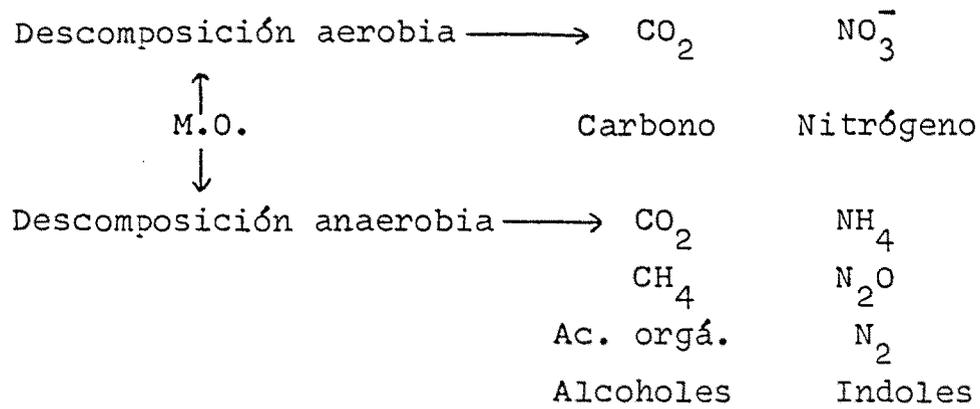
La caracterización de la materia orgánica de los lodos desde el punto de vista bioquímico no está aún bien definida. En la tabla 12, según GALWARDI y col.(1974) se indica la composición orgánica de diversos lodos obtenidos mediante tecnologías diferentes.

TABLA 12.- Composición orgánica de diversos lodos residuales (GALWARDI y col. 1974)

	<u>Lodos</u> <u>activados</u>	<u>Lodos</u> <u>no digeridos</u>	<u>Lodos</u> <u>digeridos</u>
M.O.	65 - 75	60 - 80	45 - 60
Nº orgánico	6.2	4.5	2.25
Grasas (ex. eter)	5 - 12	7 - 35	3.5 - 17
Hemicelulosa		3.2	1.6
Celulosa	7.0	3.8	0.6
Lignina		5.8	8.4
Pentosas	2.1	1.0	1.5
Proteínas	37.5	22 - 28	16 - 21

Por orden decreciente de biodegradabilidad los compuestos carbonados de los residuos se pueden agrupar en: C-orgánico soluble realmente oxidable, proteínas, hemicelulosa, celulosa y lignina (REDDY, 1980).

La materia orgánica de los lodos es mas resistente a la biodegradación. Sin embargo, es difícil que se acumule en el suelo porque la cantidad aportada, si se aplica el lodo a dosis adecuadas, es relativamente baja. Su evolución será análoga a la de la M.O. aportada al suelo de forma natural.



Cuando se incorpora al suelo lodo, sus componentes orgánicos serán mineralizados. Las sustancias minerales liberadas quedaran a disposición de los vegetales, serán inmovilizadas por los microorganismos o, junto con productos intermedios de la descomposición, sufrirán reorganizaciones participando en la humificación. El humus formado será mineralizado a su vez, pero mucho mas lentamente que la M.O. fresca e irá cediendo progresivamente los nutrientes que había almacenado.

4.- CICLO DEL NITROGENO. CONSIDERACIONES RESPECTO AL APORTE DE NITROGENO PROCEDENTE DE LODOS RESIDUALES.

La distribución del nitrógeno en la tierra es según SWEENEY y col. (1978), la siguiente: 93.8% en la litósfera, 6.2% en la atmósfera, 0.04% en la hidrosfera y 0.001% en la biosfera. A pesar de que éste sea un elemento abundante en la tierra, la mayor parte se encuentra en la litosfera (especialmente en rocas primarias) -STEVENSON, 1972-, y no entra en el ciclo biogeoquímico.

En la figura 2 se indica la distribución del nitrógeno en la biosfera según ROSSWALL (1979a). Del nitrógeno que forma parte del ciclo biogeoquímico sólo existe un 0.04% potencialmente disponible para los seres vivos y el resto es nitrógeno molecular. Del nitrógeno terrestre, sólo un 4% forma parte de la biomasa, el resto constituye un amplio reservorio como materia orgánica muerta (96%). La poca disponibilidad del nitrógeno atmosférico, junto a la importancia de las sustancias nitrogenadas para todos los organismos vivos, son el motivo de que el nitrógeno sea uno de los elementos limitantes de la producción primaria de la que el hombre depende directamente.

La principal fuente nitrogenada del suelo es la atmósfera, donde el nitrógeno gaseoso es el compuesto predominante (78% en volumen). Sin embargo, la mayoría de las plantas no pueden utilizarlo en esta forma y debe ser transformado biológicamente o químicamente para que sea asimilable.

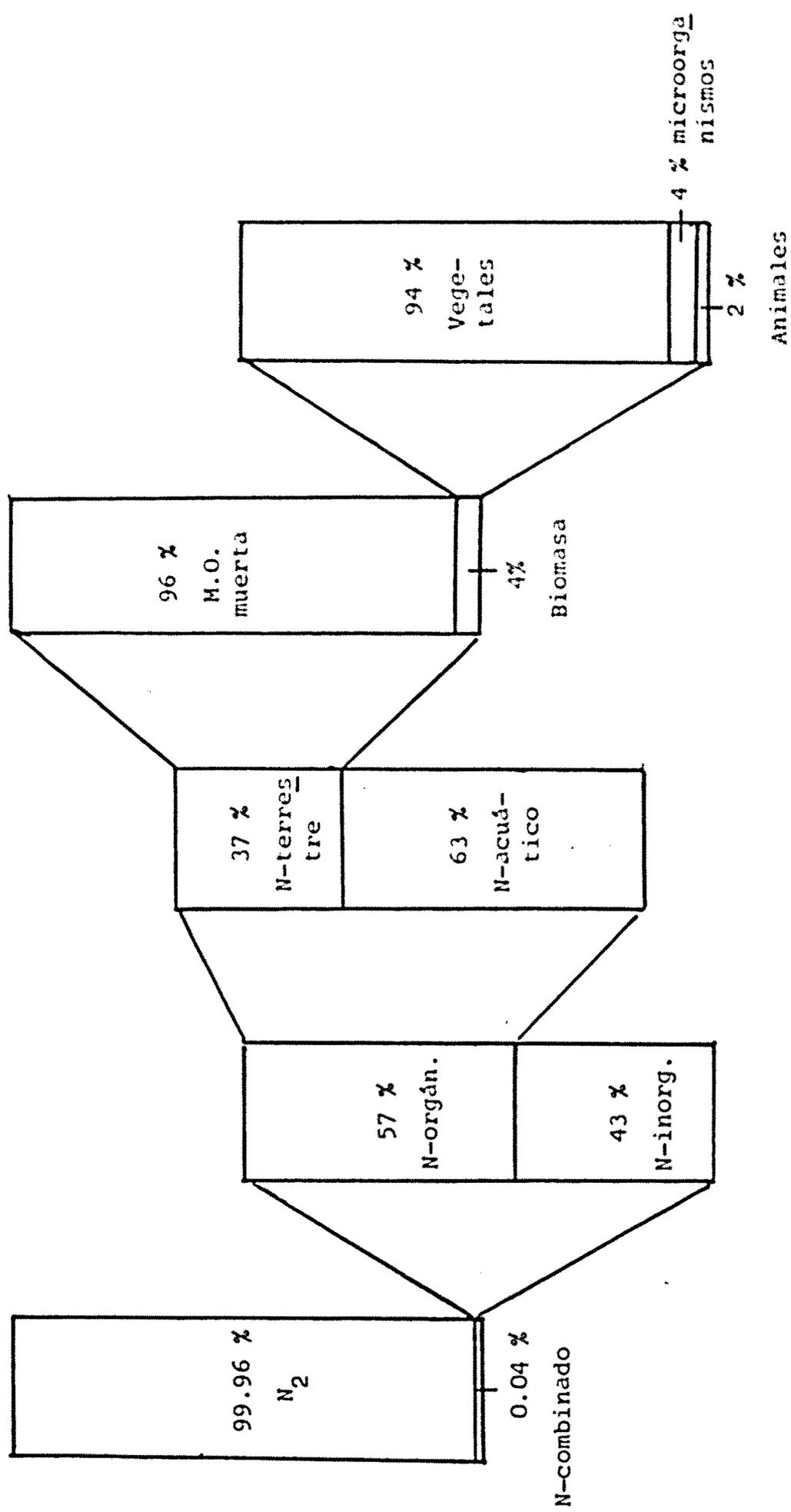


FIGURA 2.- Distribución del nitrógeno en la biosfera. (ROOSWALL, 1979).

En la mayoría de suelos el nitrógeno orgánico representa del 95 al 97% del N-total (BREMNER, 1965). Con las técnicas actuales se ha podido identificar la estructura química del 60-70% del N-orgánico presente en el suelo. Está constituido por proteínas (25-50%), hexosaminas (5-10%), ácidos nucleicos, nucleósidos y nucleótidos (1%) y la estructura del 30-40% restante es todavía desconocida. El N-inorgánico del suelo constituye una fracción muy pequeña del total. No obstante, las plantas sólo pueden utilizar el N-inorgánico para su nutrición. Como resultado, hay que considerar la mayor parte del nitrógeno del suelo (el N-orgánico) como una reserva potencial de nitrógeno para la nutrición de las plantas, que tiene que transformarse en formas asimilables para ellas.

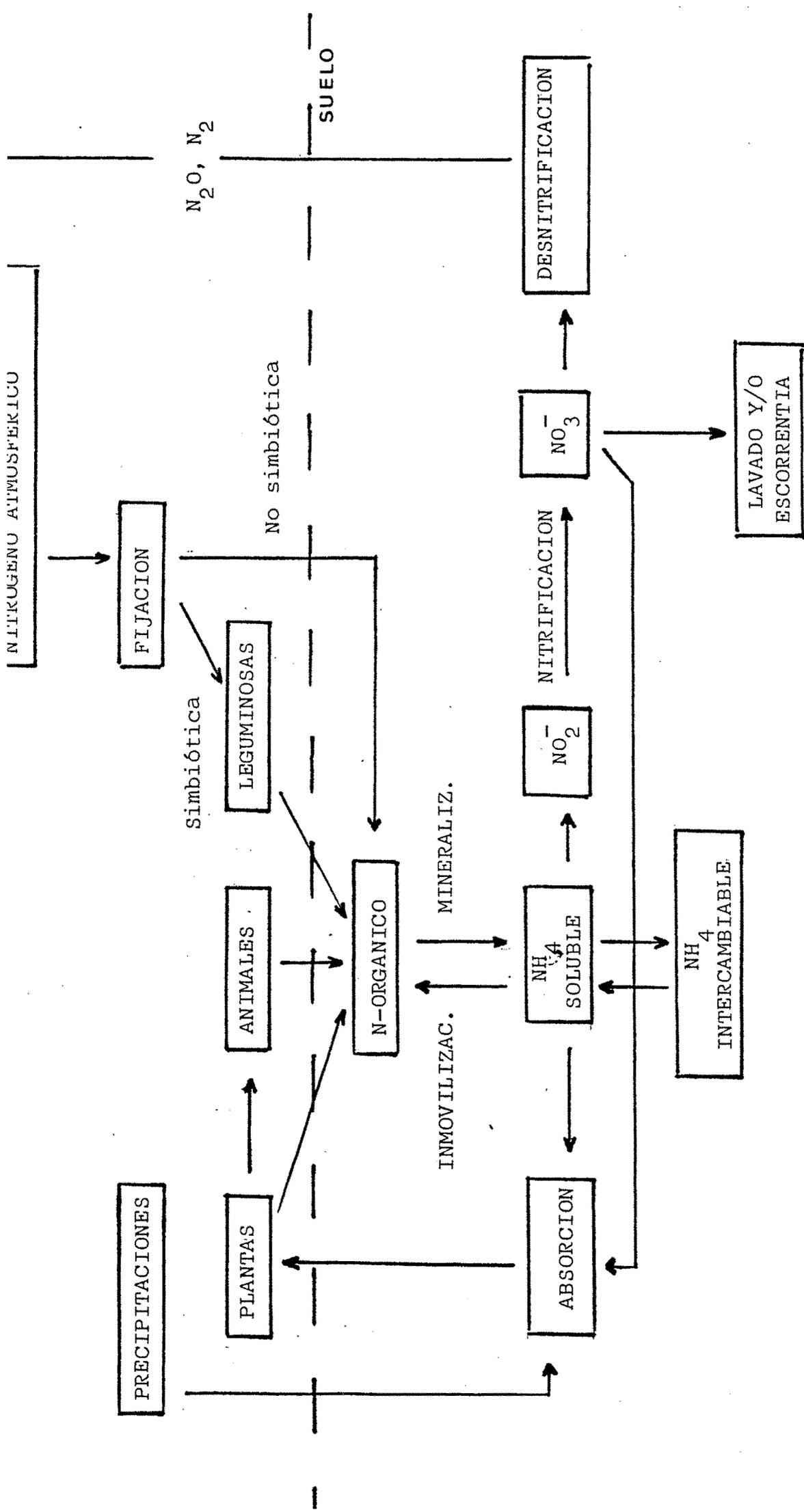


FIGURA 3.- Ciclo del nitrógeno.

4.1.- APORTES.

4.1.1.- Fijación del nitrógeno atmosférico.

Las plantas no pueden utilizar el nitrógeno tal como existe en la atmósfera, para que sea útil para ellas debe transformarse biológica o químicamente. Hay pocos organismos capaces de utilizar el nitrógeno elemental, por ejemplo, los Rhizobium que viven en simbiosis con las raíces de las leguminosas son capaces de fijar el N atmosférico, es decir, lo convierten en forma utilizable por las plantas.

Algunas bacterias pueden también fijar el N elemental (fijación no simbiótica). Son bacterias aerobias del género Azotobacter (en regiones templadas) y Beijerinckia (en regiones tropicales) o bacterias anaerobias del género Clostridium.

El aporte de N por fijación simbiótica, suponiendo que estén presentes las plantas adecuadas, puede ser de 50 a 500 Kg.ha⁻¹.año⁻¹. Por fijación no simbiótica se puede acumular de 20 a 100 kg.ha⁻¹.año⁻¹ (BRADY, 1974).

La entrada de nitrógeno por fijación bacteriana es menor en suelos donde se aplican residuos orgánicos (LOEHR, 1979).

4.1.2.- Precipitaciones.

El aporte de nitrógeno por las precipitaciones generalmente es en forma amoniacal o nítrica. La cantidad depende de la estación, el clima y la actividad industrial que haya en la zona.

4.1.3.- Adición de fertilizantes y residuos orgánicos.

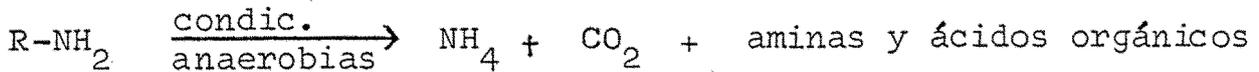
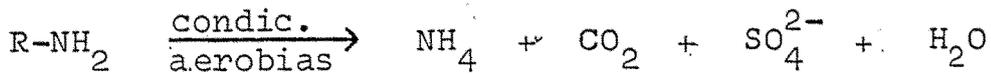
El nitrógeno de los lodos, residuos de alimentos, estiércol y otros residuos orgánicos, está principalmente en forma orgánica y amoniacal. En los fertilizantes químicos puede estar en forma de amonio, amoníaco, nitratos o urea. El nitrógeno mineral estará a disposición de los vegetales desde el momento de su aplicación, pero el nitrógeno orgánico aplicado deberá mineralizarse.

4.2. TRANSFORMACIONES.

4.2.1.- Mineralización.

Este término se refiere en general a la transformación de N-orgánico en N-inorgánico durante la descomposición microbiana de la materia orgánica. Incluye una serie de procesos de los cuáles los más importantes son la amonificación y la nitrificación.

4.2.1.1.- La amonificación es la conversión de N-orgánico a amoníaco debido a la acción de una gran variedad de microorganismos heterótrofos, aerobios o anaerobios.



Estos procesos están afectados por un gran número de factores que regulan la actividad biológica.

La amonificación se ve afectada por la temperatura de modo diferente según los autores. Para MAHENDRAPPA y col. (1966), la amonificación varía de una zona climática a otra, pero según STANFORD y EPSTEIN (1974), parece ser uniforme en los diferentes tipos de suelos estudiados. Por otra parte, se ha observado (MYERS, 1975) que en suelos tropicales el efecto de la temperatura sobre la amonificación sigue una ecuación del tipo de Arrhenius, con un máximo a 50°C. Las temperaturas mínimas para el desarrollo de este proceso, son cercanas al punto de congelación (SABEY y col 1956; STANFORD y col 1973).

El valor del potencial hídrico del suelo, óptimo para este proceso está entre 0.1 y 0.5 atmósferas (STANFORD y EPSTEIN, 1974), mientras que la amonificación disminuye linealmente cuando disminuye la humedad.

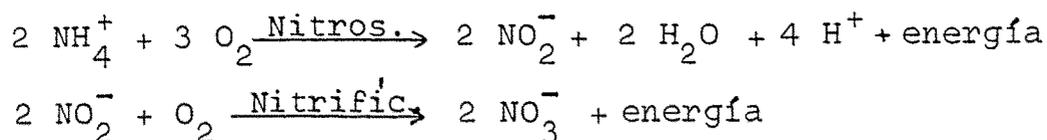
Se ha estudiado el efecto de otros factores tales como pH, salinidad y textura sobre la amonificación (NYBORG y HOYT, 1978; LAURA, 1973 y 1974), pero no se ha podido establecer aún unas relaciones básicas entre ellos.

El nitrógeno mineralizado entre los límites de pH de la mayoría de los suelos (4.5-7.5) está en forma de anión NH_4^- . Este ión puede reaccionar con el complejo de cambio del suelo y mientras permanezca en esta forma tiene pocas posibilidades de perderse por lavado. Pero, como tiene que competir con otros cationes como Ca^{++} , Mg^{++} , K^+ , solo queda disponible un 5% de la C.I.C. del suelo para el NH_4^- (LANCE, 1972). Esta capacidad se saturará en cuestión de meses, incluso a dosis bajas de NH_4^- aplicado. Sin embargo el NH_4^- sufre una posterior transformación, la nitrificación que esencialmente regenera la capacidad del suelo para adsorber iones NH_4^- .

4.2.1.2.- La nitrificación. La formación de nitratos en el suelo se atribuyó a la descomposición de la materia orgánica hace más de doscientos años. Las primeras pruebas de que la producción de nitritos y nitratos en suelos era debido a procesos biológicos y no químicos como antes se creía, se deben a SCHLOESING y MUNTZ (1877).

La nitrificación es pues la oxidación de NH_4^+ a NO_3^- por acción de diversos tipos de microorganismos. Unos son quimiótrofos y otros heterótrofos. Ambos procesos se llevan a cabo simultáneamente en suelos a través de diferentes rutas metabólicas, y la producción de NO_3^- por parte de los primeros es de 10^3 a 10^4 veces superior a la de los segundos (FOCHT y col. 1977).

La nitrificación quimiótrofa fue confirmada por WARINGTON en 1884. Se realiza en condiciones aerobias y es una secuencia de dos etapas distintas:



En condiciones favorables la segunda etapa existe justo después de la primera, impidiendo así una acumulación de nitritos. Sin embargo un exceso de NH_4 inhibe la acción de los nitrificantes, con lo cuál se acumulan temporalmente los nitritos que son muy tóxicos para las plantas superiores.

Los principales organismos responsables de la nitrificación son: Nitrosomonas, Nitrospira, Nitrosococcus, Nitrosocystis y Nitrosolobus, llamados nitrosantes porque oxidan el NH_3 a NO_2^- y Nitrosoglea, Nitrobacter y Nitrosocystis, llamados nitrificantes porque oxidan el NO_2^- a NO_3^- . Parece ser que Nitrosolobus y Nitrospira son los dos géneros dominantes en la etapa de oxidación del NH_4 en algunos suelos (SORIANO y col. 1973). WALKER (1978) confirmó que Nitrosolobus es el género dominante en suelos agrícolas. Los nitrosantes y nitrificantes, que obtienen energía de la oxidación del NH_3 a NO_2^- y del NO_2^- a NO_3^- respectivamente, son organismos que actuando en conjunto pueden llevar a cabo la oxidación completa del nitrógeno en el suelo.

Ya que los organismos nitrificantes son aerobios, es necesaria una cantidad adecuada de oxígeno disuelto para que se pueda llevar a cabo la nitrificación, suponiendo que las demás condiciones ambientales sean adecuadas. Se considera necesaria una concentración de 2mg.l^{-1} de oxígeno disuelto residual para una nitrificación óptima (LOEHR, 1977).

La nitrificación también está afectada por la temperatura del medio. Se ha comprobado que un cultivo puro de organismos nitrificantes tiene su óptimo de crecimiento entre 30 y 36°C (ALEXANDER, 1965). No existe información clara acerca de la nitrificación a bajas temperaturas: diferentes investigaciones indican que la nitrificación no se desarrolla por debajo de 10°C (RIMER y col. 1972), que es posible mantener la nitrificación a 8°C (MULBARGER, 1971), que hay una disminución de la nitrificación a temperaturas inferiores a 6°C (DOWNING y col. 1964) y que la nitrificación puede llevarse a cabo a temperaturas tan bajas como 1°C (HAUG y col. 1972).

Los potenciales hídricos del suelo óptimos para este proceso son análogos a los de la amonificación (entre 0.1 y 0.5 atm.). No se forma nitrato en suelos con bajo contenido en humedad. Sin embargo no se ha establecido el punto en que cesa la nitrificación. JUSTINE y col. (1962) han observado nitrificación muy baja a humedades inferiores a 15 atm. y no se ha encontrado actividad cuando el potencial hídrico disminuye diez veces. Poco se conoce a humedades intermedias.

El pH óptimo para el crecimiento de los organismos nitrificantes tampoco está bien definido, pero en cultivos puros se demostró que generalmente era pH alcalino. Durante la nitrificación se producen hidrogeniones y, como consecuencia, el pH disminuye. Si el sistema tiene una capacidad reguladora adecuada y/o si la cantidad de NH_3 es baja, el pH sólo disminuirá levemente; de lo contrario, la disminución del pH será notable. El pH óptimo para la nitrificación se considera entre 7.5 y 8.5, aunque a valores de pH

mas bajos los organismos nitrificantes pueden adaptarse y producir una nitrificación satisfactoria.

A pesar de que el NH_4 es la fuente de energía de los nitrificantes, cantidades elevadas del mismo pueden inhibir su crecimiento. El NH_4 tiene mayor poder inhibitor sobre Nitrobacter que sobre Nitrosomonas y la inhibición del primero está causada más por el amoníaco no ionizado (libre) que por la concentración total de amonio. Las membranas de las células son relativamente impermeables al amonio ionizado, mientras que el amoníaco no ionizado pasa a través de las membranas celulares (LOEHR, 1978).

Elevadas concentraciones de nitritos pueden tambien reducir la actividad de los organismos nitrificantes a bajos niveles de pH. La toxicidad del NO_2^- es debida al ácido nitroso no disociado más que a la concentración de ión NO_2^- . Ambos están en equilibrio en la solución del suelo :

$$\text{NO}_2^- + \text{H}_3\text{O}^+ \rightleftharpoons \text{HNO}_2 + \text{H}_2\text{O}.$$

Este equilibrio es función del pH, de modo que la concentración de ácido nitroso aumenta al disminuir el pH.

El NH_3 libre y el ácido nitroso no disociado pueden inhibir la nitrificación si están en concentración suficientemente elevada en el sistema de la nitrificación. La concentración del NH_3 libre aumenta con el aumento del pH y la del ácido nitroso aumenta al disminuir éste.

El NH_3 libre inhibe el crecimiento de los organismos nitrificantes a concentraciones mas bajas ($0.1-1 \text{ mg.l}^{-1}$) que las que inhiben el crecimiento de los nitrosantes ($10-50 \text{ mg.l}^{-1}$). Esta diferencia puede ser la causa de la acumulación de nitritos en un sistema de nitrificación sin la

consiguiente oxidación a nitratos. El ácido nitroso ($0.2-0.8 \text{ mg.l}^{-1}$) puede inhibir el crecimiento de Nitrobacter produciendo también una acumulación de nitritos (ANTHONISEN y col. 1976). Estas inhibiciones se pueden solventar ajustando las condiciones de manera que las concentraciones respectivas de estos compuestos sean menores que el umbral de inhibición. Es posible reducir estas concentraciones inhibitoras mediante disolución, ajuste de pH y desnitrificación específica para el ácido nitroso.

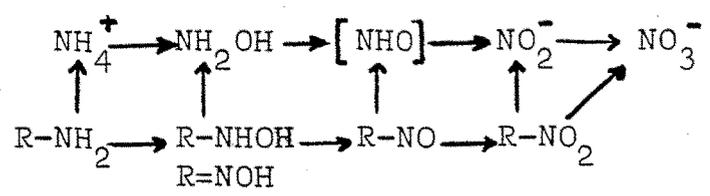
Después de la obtención de N-inorgánico por amonificación, raramente se limitará la producción de nitratos por nitrificación. Tan sólo pH extremos (MORRILL y col. 1976), alto potencial hídrico y temperatura (FOCHT y col.1977) o sequedad pueden provocar la acumulación de N-NH_4 o N-NO_2 . Esto justifica la poca cantidad de N-NH_4 y N-NO_2 presente en los suelos (ALEXANDER, 1965).

Suponiendo condiciones cerca del óptimo de humedad, temperatura y pH, la nitrificación es un proceso muy rápido. Por ejemplo, después de la aplicación al suelo de 100 Kg.ha^{-1} de N-NH_4 , se han encontrado de 7 a $24 \text{ Kg.ha}^{-1} \cdot \text{día}^{-1}$ de NO_3 (BROADBENT y col.1957).

La nitrificación heterótrofa se realiza sólo cuando el nitrógeno presente sobrepasa las necesidades celulares y cuando no hay otra fuente disponible de oxidación más que el oxígeno. Muchos de estos nitrificantes heterótrofos son frecuentes en lagos, ríos y suelos.

FOCHT y col.(1977) ponen de manifiesto un gran número de microorganismos heterótrofos (bacterias, hongos, actinomicetos, algas, levaduras) que son capaces de producir nitratos

a partir de substratos nitrogenados. Esta mineralización es cuantitativamente significativa tan sólo en medios de pH=4.5. La oxidación del nitrógeno puede seguir diferentes rutas metabólicas a partir de compuestos orgánicos e inorgánicos:



En este caso la producción de nitratos no está unida al crecimiento celular ni es proporcional a la biomasa celular total. Generalmente los microorganismos acumulan metabolitos intermedios durante la fase de crecimiento logarítmico y los productos finales se forman durante la fase de crecimiento estacionario.

Resumiendo, la nitrificación además de regenerar la capacidad del suelo para adsorber NH_4 , lo que hace es convertir una forma de nitrógeno relativamente inmóvil (NH_4) en una forma muy móvil y susceptible de ser perdida por lavado.

Si bien la mineralización del nitrógeno ha sido considerada desde siempre como un fenómeno positivo, recientemente se han empezado a analizar los aspectos negativos del mismo, por sus implicaciones directas en la calidad del medio ambiente. VERSTRAETE (1981) analiza tanto los efectos positivos como los negativos del proceso de nitrificación en los ecosistemas agrícolas y hace un balance de las relaciones existentes entre la nitrificación y la flora microbiana del suelo, el crecimiento de las plantas y la calidad del medio ambiente. Como consecuencia de este análisis recomienda el control de la nitrificación,

por observar que los efectos negativos sobrepasan a los positivos en los aspectos microbiológicos y ambientales. En cuanto a la nutrición vegetal, considera que, aunque es necesario que se produzca mineralización, ésta debe realizarse con menor intensidad. Analiza también la economía agrícola del nitrógeno, refiriéndose a los trabajos de FRISSEL (1978), en donde se cita que para un aporte de $150 \text{ Kg N.ha}^{-1} \text{ .año}^{-1}$ en un ecosistema agrícola, las pérdidas son alrededor de un 50% y que para un ecosistema ganadero la eficacia nitrogenada alcanza escasamente del 10 al 30%. Consecuentemente, sugiere que al emplear fertilizantes orgánicos (estiércol) se busquen mecanismos que permitan una liberación lenta del N-mineral. Con ello, además de reducir las pérdidas de nitrógeno, se puede minimizar la contaminación de las aguas subterráneas.

La mineralización del nitrógeno de lodos residuales se tratará con detalle en el apartado 6.3.2. de este capítulo.

4.2.2.- Inmovilización.

Esencialmente es el proceso inverso a la mineralización, es decir, el N-inorgánico es transformado en N-orgánico pasando a formar parte de la biomasa microbiana.

Los procesos de mineralización e inmovilización son simultáneos, a medida que se mineraliza el N-orgánico existente en el suelo, el N-aportado se va inmovilizando y su posterior mineralización será lenta. El que predomina mineralización o inmovilización depende tanto de la relación C/N del sustrato como de la de los microorganismos que actúan sobre él. Los

microorganismos utilizan el substrato para la síntesis de biomasa y como fuente energética.

La relación C/N de la biomasa microbiana es variable, mientras el contenido en carbono es normalmente del 50%, el contenido en nitrógeno varía considerablemente en función de las condiciones de crecimiento. La mayoría de datos disponibles en la bibliografía indican un contenido en nitrógeno del 8-12%, pero normalmente se basan en determinaciones del contenido en N de microorganismos desarrollados en medios de cultivo en el laboratorio. En el suelo, los microorganismos se desarrollan en condiciones limitantes y el valor más real de su contenido nitrogenado sería del orden del 4% (AUSMUS y col. 1977; ROSSWALL, 1976).

La proporción de carbono del substrato que se incorpora a la biomasa celular depende de la eficacia asimilativa de los microorganismos y ésta a su vez de la naturaleza del substrato. Aunque la eficacia no es bien conocida, HEAL y Mc.LEAN, (1975) dicen que se puede considerar alrededor del 40%.

Por tanto, según ROSSWALL (1982), no se puede predecir si habrá mineralización neta sólo teniendo en cuenta la relación C/N del substrato, hay que considerar también la relación C/N de los microorganismos y su eficacia asimilativa.

Como ya se ha citado, estos dos últimos parámetros son difíciles de valorar, sin embargo es fácil determinar la relación C/N de la materia orgánica que se incorpora al suelo. Según HARTENSTEIN (1981) la relación C:N:P:S en suelos estables es similar a la que poseen los microorganismos y a la de los lodos residuales estabilizados.

Se acepta de modo general que existe inmovilización cuando el contenido en nitrógeno del substrato que se está descomponiendo es insuficiente para las necesidades microbianas y el N-inorgánico del suelo se incorpora a la biomasa microbiana. Si se añaden al suelo materiales con elevada relación C/N, inicialmente existirá inmovilización porque el nitrógeno pasará a formar parte de la masa celular; sin embargo, con el tiempo el carbono se mineralizará con lo que la relación C/N se reducirá y empezará la mineralización del nitrógeno. Por el contrario, si la relación C/N del material añadido es baja, habrá mineralización del nitrógeno desde el principio.

Sería más indicativo poder considerar la relación C/N fácilmente mineralizable, que la relación C/N total utilizada de forma general, sin embargo, actualmente no se dispone de métodos rutinarios que permitan caracterizar aquella relación. Se considera que ambas son análogas para residuos vegetales (DUCHAUFOR, 1979).

En el caso de los lodos, una relación C/N superior a 23 según REDDY (1979) favorece la inmovilización y una relación C/N inferior a 23 favorece la mineralización.

Una manera de expresar el déficit de N después de la aplicación de materiales con elevada relación C/N es mediante el llamado "nitrogen factor" (ALEXANDER, 1977), que se define como el número de unidades de N-inorgánico inmovilizado por cada 100 unidades de substrato orgánico. Generalmente oscila entre 0.1 y 1.3. Para determinarlo se añade un exceso de amonio al residuo vegetal y se determina el incremento de N-orgánico a intervalos, durante la descomposición.

4.3.- PERDIDAS.

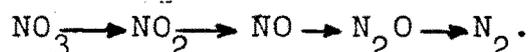
El N puede ser eliminado del suelo por varios procesos: desnitrificación, volatilización, lavado y escorrentía.

4.3.1.- Desnitrificación.

Es el proceso por el cual los NO_3 y NO_2 son reducidos y se convierten en formas de N gaseosas: N_2O y N_2 . Las reacciones que tienen lugar pueden ser puramente químicas (quimiodesnitrificación) o microbiológicas (biodesnitrificación). La quimiodesnitrificación generalmente se limita a suelos muy ácidos y tiene poca transcendencia en suelos de cultivo.

Existen algunas bacterias autótrofas capaces de reducir NO_3 utilizándolo como aceptor de electrones (Micrococcus denitrificans, Thiobacillus denitrificans). Sin embargo, la gran mayoría de microorganismos responsables de la desnitrificación son bacterias heterótrofas anaerobias facultativas (incluyen especies de los géneros Pseudomonas, Achromobacter, Micrococcus y Bacillus). Se han aislado un gran número de microorganismos capaces de utilizar el NO_3 como fuente de oxígeno, pero la mayoría son incapaces de reducir el NO_2 a N_2 (PAYNE, 1973). FOCHT y VERSTRAETE (1977) citan tan sólo 14 géneros capaces de reducir el NO_2 .

Los productos intermedios en la reducción biológica de NO_3 ha sido motivo de muchas investigaciones. Se acepta de modo general que la secuencia de reacciones es la siguiente:



La desnitrificación tiene lugar cuando la deficiencia de oxígeno libre está acompañada por un suministro de NO_3 o NO_2 y una fuente de materia orgánica susceptible de ser descompuesta. La razón de que esto ocurra es que tanto los NO_3 como los NO_2 pueden sustituir al oxígeno como aceptor de hidrógeno en las reacciones de oxidación de ciertos organismos.

Como resultado de la reducción de NO_3 se forma una mezcla de N-elemental y óxido nitroso, que vuelven a la atmósfera, lo cual es beneficioso porque impide que los NO_3 sean lavados a través del suelo y vayan a las aguas subterráneas. El proceso de desnitrificación cierra el ciclo del nitrógeno.

Los principales factores que intervienen en este proceso son: presencia de materia orgánica, tensión de oxígeno, pH y temperatura.

Como ya se ha citado anteriormente, para que exista desnitrificación se requiere la presencia conjunta de sustancias que puedan actuar como donadores de hidrógeno (compuestos orgánicos oxidables que actúan como fuente de energía para la población desnitrificante) y de nitratos, en condiciones anaerobias. Esto no es fácil. Por ejemplo, en los efluentes residuales la mayor parte del N-total está en forma orgánica o amoniacal. Para que se transformen en NO_3 se necesitan condiciones aerobias, bajo las cuáles no puede existir desnitrificación; para que ésta exista se necesita una alternancia de condiciones aerobias y anaerobias. Por otra parte, en efluentes secundarios las cantidades de N-total y C-orgánico biodegradable son del mismo orden de magnitud ($20-30 \text{ mg.l}^{-1}$); pero como la pérdida de C como CO_2 es más elevada que la nitrificación, habrá una eliminación de C-orgánico antes de la formación de una cantidad apreciable de nitrato. Por lo tanto, en el tiempo en que el N pasa a

una forma que pueda ser desnitrificado, la mayor parte del C necesario ya se habrá consumido.

Según VIETS y col (1971) se necesitan aproximadamente de 0.9 a 1.3 g. de C-orgánico biodegradable para desnitrificar 1 g. de N-NO₃. Esto significa que si un 70% del C-orgánico total se pierde como CO₂ en zonas aerobias, se podrá desnitrificar menos del 30% del N-total, suponiendo condiciones óptimas para la desnitrificación.

Por todo ello, la proporción de desnitrificación es muy difícil de predecir, pero en general los valores son pequeños.

La intensidad de desnitrificación está condicionada por el contenido en NO₃ cuando el C oxidable no es factor limitante y el nivel de NO₃ es menor de 40 mg.l⁻¹ (STANFORD y col. 1975a), mientras que no se ha encontrado este efecto en condiciones de carencia de C o a concentraciones de NO₃ superiores a 40 mg.l⁻¹ (STARR y col. 1975).

Además, la adición de restos vegetales, la descomposición del material radicular (WOLENDORP, 1962) y la presencia de exudados en torno a las raíces (STEFANSON, 1972; VOLZ y col. 1976) son factores adicionales que pueden alterar la disponibilidad del C y, como consecuencia, la proporción de desnitrificación.

Los organismos desnitrificantes sólo utilizarán el oxigeno combinado del nitrato cuando no haya otra fuente disponible, por tanto, no habrá desnitrificación hasta que el medio esté esencialmente libre de oxígeno. Sin embargo, en un medio aerobio puede haber desnitrificación si el microambiente adyacente a los microorganismos está desprovisto de oxígeno. Por tanto, el factor crítico del cuál depende que haya metabolismo aerobio o anaerobio en un determinado lugar, es su concentración de oxi

geno soluble y no la concentración gaseosa del ambiente circundante (FOCHT y col.1977).

Por otra parte, la humedad del suelo desempeña un papel importante en la regulación de la aireación del mismo; tanto, que la producción de N_2O a menudo es consecuencia de una lluvia fuerte imprevista (BURFORD y col.1968).

Respecto al pH, se acepta de modo general que la desnitrificación se reduce a pH bajo, pero los márgenes de pH para la desnitrificación son normalmente más amplios que para la nitrificación (FOCHT y col.1977). Se ha comprobado que los microorganismos responsables de la desnitrificación son capaces de adaptarse a niveles de pH entre 5 y 9.5 (LOEHR, 1977).

En cuanto a la influencia de la temperatura sobre la desnitrificación hay diferentes opiniones según los autores. BREMNER y col.(1958) y STANFORD y col.(1975b) encontraron que la temperatura óptima era de 35°C., pero para NOMMIK (1956) y KEENEY y col. (1979) es alrededor de 65°C. Se ha observado también un aumento exponencial entre 15 y 30°C, que no se mantiene por debajo de 12°C. Por otra parte, según STANFORD y col.(1975b) puede también existir a temperaturas próximas a la congelación.

La temperatura y el pH no sólo afectan a la desnitrificación en sí sino también a la composición de los productos gaseosos que se liberan. Se ha observado una relación N_2O/N_2 alta a medida que disminuye la temperatura (BAILEY, 1976; NOMMIK, 1956; KEENEY y col. 1979) y en suelos ácidos (NOMMIK, 1956; BLACKMER y col. 1978), mientras que el N_2 predomina a temperaturas elevadas y a un pH próximo a la neutralidad.

4.3.2.- Volatilización.

La volatilización del amoníaco es otra posibilidad de

pérdida del N del suelo. Tiene lugar a pH alcalino y está favorecida por la aireación.

Las condiciones que favorecen la volatilización del amoníaco son: pH superior a 7, temperatura elevada y pérdida rápida de agua por evaporación.

Diversos autores han cuantificado las pérdidas de N del lodo por volatilización del amoníaco. En experiencias de laboratorio MOLINA y col. (1971) observaron pérdidas del 60% del $N-NH_4$ en seis días, para KING y col. (1974) éstas fueron del 30% en tres semanas. RYAN y col. (1975) determinaron una pérdida por volatilización del 11 al 60% del $N-NH_4$ aplicado, en doce días; siendo la cantidad volatilizada directamente proporcional a la cantidad de lodo aportado e inversamente proporcional al contenido en arcilla del suelo. En otro estudio de laboratorio, TERRY y col. (1978) observaron que las pérdidas oscilan entre el 4 y el 13% del $N-NH_4$ aportado en ocho semanas de incubación, siendo directamente proporcional a la dosis de lodo.

Sin embargo, otros autores han observado valores de NH_3 volatilizado casi despreciables. KING (1973) en un estudio de incubación de 18 semanas de duración, observó que las pérdidas de NH_3 fueron mayores en el caso de aplicación de lodo en superficie que cuando se incorpora al suelo, sin embargo, estas pérdidas representan una fracción muy pequeña de todo el N perdido (en este caso hubo desnitrificación). RYAN y col. (1973) observaron que el NH_3 perdido por volatilización era directamente proporcional a la dosis de lodo aportada, pero en todos los casos fue inferior al 1% del N-aportado. A esta misma conclusión llegaron TESTER y col. (1977) para un período de ocho semanas de incubación, LOEWEN-RUDGERS y col. (1980) para

24 semanas y SOMMERS y col. (1979) para un año.

En experiencias de campo, aplicando lodo líquido en su superficie, STEWART y col. (1975) observaron pérdidas de un 30% del $N-NH_4$ del lodo en forma de NH_3 , mientras que para BEAU-CHAMP y col. (1978) éstas fueron del 60% en el transcurso de una semana. KOLENBRANDER (1982) indica que al cabo de dos semanas se pierde un 90% del $N-NH_4$ existente si los residuos orgánicos no se incorporan al suelo.

En general, estas pérdidas disminuyen al aumentar el contenido en arcilla del suelo (y por consiguiente su C.I.C.) y aumentan con la dosis de lodo aportado (RYAN y col. 1975). MILLS y col. (1974) demuestran que, con la presencia de vegetales, la pérdida se reduce como mínimo en un 60% en suelos alcalinos y en menor cantidad en suelos ácidos o neutros. También se puede reducir parcialmente la volatilización del NH_3 si en vez de aplicar el lodo en superficie se incorpora al suelo.

4.3.3.- Lavado de nitratos.

Cuando se sobrepasa la capacidad de almacenamiento de agua del suelo, el exceso percolará a través del mismo y con ella los nitratos solubles. Una vez que los nitratos estén por debajo de la zona de las raíces hay pocas posibilidades de que sean utilizados por el cultivo o sean desnitrificados y, por tanto, irán a parar a las aguas subterráneas.

Como consecuencia de la contaminación por nitratos de las aguas subterráneas, una excesiva concentración en las aguas de bebida puede causar problemas a los animales y al hombre.

La O.M.S. recomienda que el contenido en $N-NO_3$ del agua potable esté comprendido entre 0 y 11 ppm, aunque los niveles hasta 22 ppm son tolerables. En USA la concentración máxima permitida para aguas potables es de 10 ppm de $N-NO_3$. Elevadas concentraciones de nitratos en aguas de bebida y la ingestión de vegetales con elevado contenido en nitratos puede ocasionar a los niños y a los rumiantes, respectivamente, una enfermedad denominada metahemoglobinemia: una vez ingerido el nitrato, las bacterias reductoras del tracto intestinal lo reducen a nitrito, el cuál puede oxidar la hemoglobina de la sangre a metahemoglobina que no es capaz de transportar oxígeno. A pesar de que la causa del problema es el nitrito, éste no suele encontrarse en aguas ni alimentos, pero puede formarse a partir del nitrato (LOEHR, 1978). En el tracto intestinal de personas de edad, los nitritos pueden dar origen a las nitrosaminas que son cancerígenas.

El N procedente de lodos residuales puede llegar también a las aguas subterráneas y ocasionar los problemas antes mencionados, es por lo que se recomienda que las dosis de aporte de lodo al suelo estén limitadas a las necesidades en sustancias nitrogenadas del cultivo.

4.3.4.- Pérdida de nitrógeno por escorrentía.

Existe escorrentía cuando la cantidad de agua sobrepasa la capacidad de infiltración del suelo. La magnitud del nitrógeno perdido por escorrentía es muy variable dependiendo de la precipitación natural, topografía.

La contaminación de aguas superficiales por exceso de

nitratos y otros compuestos nitrogenados, puede acelerar el deterioro ecológico de lagos y ríos debido a la inducción de un crecimiento desmesurado de plantas acuáticas, fenómeno denominado eutrofización. Las plantas acuáticas requieren cierto número de nutrientes para su desarrollo, pero el N y el P son los únicos responsables del crecimiento excesivo (FRERE, 1976). El problema práctico es que cuando estas plantas mueren, la materia orgánica en descomposición ejerce una demanda biológica de oxígeno tal que puede ocasionar la muerte de peces y otras especies acuáticas.

Según SAWYER, (1947), la eutrofización es un problema cuando las concentraciones de N y P inorgánicos son superiores a 0.3 y 0.015 ppm respectivamente. Por tanto, cuando se aplique lodo al suelo, si su aporte se limita estrictamente al contenido en N-asimilable, no existirá el peligro de una excesiva acumulación de nitratos (KEENEY, 1975).

El papel del nitrógeno en el proceso de eutrofización ha sido estudiado por diversos autores (BREZONIK, 1972; GOERING, 1972). Los organismos acuáticos asimilan NO_3 y NH_4 . El NH_3 y aminoácidos son excretados por los organismos vivos y cedidos por los que están en fase de descomposición. Las bacterias y hongos pueden transformar el nitrógeno orgánico de los restos vegetales en NH_3 y NO_3 . En condiciones anaerobias y en presencia de materia orgánica putrescible, los nitratos son desnitrificados y transformados en compuestos nitrogenados volátiles.

Considerando los procesos que intervienen en el ciclo del N, vemos que sólo el lavado y la escorrentía son procesos

físicos determinados por el superavit de agua y las características del suelo. Todos los demás - fijación, amonificación, nitrificación y desnitrificación- son procesos microbianos condicionados por la humedad, temperatura, pH y contenido en oxígeno. De hecho son las mismas condiciones que las que determinan el crecimiento de las plantas (KOLENBRANDER, 1978).

5.- IMPORTANCIA DEL NITROGENO EN LA PRODUCCION VEGETAL.

Las plantas, además de los elementos C, H y O que obtienen por vía fotosintética, poseen por término medio entre un 2 y un 4 % de nitrógeno. Entre los bioelementos el nitrógeno se encuentra cuantitativamente en cuarto lugar. El contenido en carbono está íntimamente relacionado con el de nitrógeno ya que la energía y las estructuras moleculares, utilizadas en la incorporación del nitrógeno, provienen del metabolismo del carbono; a la vez que la capacidad biosintética de las plantas y su producción de materia orgánica están reguladas por el suministro de nitrógeno. La producción vegetal está pues regulada por la cantidad de nitrógeno disponible.

Las plantas satisfacen sus necesidades en sustancias nitrogenadas mediante el nitrógeno inorgánico (NO_3^- , NH_4^+ o N_2). Actualmente, el metabolismo del nitrógeno en los vegetales ha sido orientado hacia el estudio de las reacciones de óxido-reducción. El metabolismo incluye una gran variedad de estados de oxidación de los compuestos nitrogenados inorgánicos: desde +5 (N_2O_5 , o sus formas hidratadas, HNO_3), +4 (NO_2), +3 (hidratos del N_2O_3), +2 (NO), +1 (N_2O , HNO , $\text{H}_2\text{N}_2\text{O}$ y $\text{NO}_2\text{-NH}_2$), 0 (N_2), -1 (NH_2OH), -2 (NH_2NH_2), hasta -3 (NH_3). El nivel de oxidación y la cantidad asimilada de un determinado ión nitrógeno, tienen gran importancia sobre el metabolismo de este elemento (Mc. KEE, 1962 y HEWITT, y col. 1968).

El nitrógeno se encuentra en poca cantidad en el suelo, a pesar de que esté en considerables proporciones

en la atmósfera como gas (N_2). El nitrógeno del suelo es tan sólo asimilado por las plantas bajo las formas de NO_3^- y NH_4^+ . En suelos bien aireados, como ya se ha citado en el ciclo del nitrógeno, los microorganismos transforman el NH_4^+ en NO_3^- siendo esta última forma la que tiene mayor importancia en la nutrición vegetal. La fijación simbiótica de N atmosférico se lleva a cabo mediante *Rhizobium* y leguminosas y algunas bacterias pueden también fijarlo no simbioticamente.

El nitrógeno es un elemento central en la vida de los vegetales, ya que forma parte de las proteínas y ácidos nucleicos. Las proteínas intervienen como enzimas catalíticos en las rutas metabólicas, forman parte de las estructuras citoplasmáticas y membranas celulares, a la vez que son mensajeros en las funciones de transporte. Los ácidos nucleicos se encargan de la codificación, almacenamiento y distribución de la información genética.

El nitrógeno orgánico representa del 1.5 al 5 % del peso seco de las plantas, donde un 80-90 % del mismo es proteína; aunque puede existir una pequeña cantidad de nitrógeno en forma soluble como nitratos o aminoácidos libres, siempre representa un porcentaje muy pequeño del total.

La esencialidad del nitrógeno para el crecimiento de las plantas se puso de manifiesto a mediados de 1700. Pero hasta el año 1850 no se demostró la respuesta de las plantas a la aplicación de nitratos (Estación Experimental de Rothamsted -Inglaterra-) y con ello se confirmó la esencialidad del nitrógeno para los vegetales (HEWITT y SMITH, 1975). La capacidad de las leguminosas

para fijar nitrógeno atmosférico se demostró inequívocamente en 1866 (HEWITT y SMITH, 1975).

5.1.- ASIMILACION DEL NITROGENO Y BIOSINTESIS PROTEICA.

La asimilación de nitratos por las plantas está condicionada por muchos factores: temperatura, pH, concentración de NO_3^- en la solución externa, presencia de NH_4 , transpiración, entre otros.

La síntesis proteica está dirigida hacia el estudio de: transporte iónico de NO_3^- y NH_4 a través de las membranas celulares, posterior reducción de NO_3^- y NO_2^- y síntesis de aminoácidos y proteínas. Paralelamente a este complejo proceso biosintético, deben considerarse los mecanismos de regulación, degradación y removilización proteica; así como el balance energético del proceso. Muchos son los autores que han estudiado y revisado la síntesis proteica y sus mecanismos de acción, entre los que cabe destacar a Mc KEE (1962), HEWITT y col. (1976), MIFLIN y LEA (1977), HUFFAKER y ROINS (1978) y NOVOA y LOOMIS (1981).

La concentración de iones NO_3^- en la solución del suelo es generalmente baja (de 1 mM a 0.10 mM). El amonio está en mucha menor proporción y ligado al complejo de cambio. En los suelos de cultivo la forma dominante para la nutrición vegetal es el NO_3^- . Este ión es absorbido en primer lugar en el espacio libre de las paredes celulares de las raíces y posteriormente a través de las membranas en las células vegetales.

El transporte se realiza mediante dos mecanismos asimilativos: pasivo y activo. La asimilación pasiva depende de la permeabilidad de la membrana y se rea

liza por difusión, mediante gradientes electroquímicos y sin metabolismo energético. El potencial eléctrico del hialoplasma de las células radiculares es generalmente negativo (-100 mV) respecto a la solución externa de la raíz y el gradiente favorece en este caso el paso de NO_3^- de las células vegetales a la solución externa. El mecanismo de transporte pasivo se efectúa tan sólo cuando la concentración de NO_3^- en la solución del suelo es grande y muy baja en los tejidos celulares.

El transporte activo se realiza cuando las condiciones de gradiente electroquímico son desfavorables y entonces hay consumo de energía metabólica (ATP). La asimilación activa se realiza probablemente por la acción de transportadores tal como apunta EPSTEIN (1972). Estos transportadores se consideran unidades proteicas de las membranas que se asocian con iones de la solución externa y los llevan hasta el interior.

Las respuestas asimilativas muestran que hay una disminución en los resultados cuando aumenta la concentración iónica en la solución externa y, analogamente al comportamiento enzimático, las respuestas pueden ajustarse a la ecuación de Michaelis-Menten (BARLEY, 1970). Los parámetros de esta ecuación son K_m (concentración externa suficiente para que tenga lugar la mitad de la asimilación máxima) y V_{max} (cantidad máxima). Los valores K_m y V_{max} observados (NOVOA, 1979) varían intensamente en función de las especies y condiciones ambientales: para las especies herbáceas, incluyendo a los cereales, K_m (NO_3^-) está comprendida entre 10 y 100 μM y V_{max} , entre 2.5 y 8 $\text{moles} \cdot \text{g}^{-1}$ (peso de planta fresca) $\cdot \text{ha}^{-1}$.

Según PENNING DE VRIES y col. (1974) para la absorción, a través de la membrana, de un ión NO_3^- se necesita consumir un ATP.

El ión amonio puede integrarse directamente a la síntesis de aminoácidos, pero el ión nitrato debe reducirse previamente a amonio; esto se realiza en dos etapas: de NO_3^- a NO_2^- mediante nitrato reductasa y de NO_2^- a NH_4^+ mediante nitrito reductasa. La actividad de la nitrato reductasa aumenta por acción de la luz y disminuye o se reduce en condiciones de estres hídrico o a altas temperaturas.

En las raíces esta reducción tiene lugar en el hialoplasma a expensas del NADH. Para la reducción de un mol de NO_3^- se necesitan ocho electrones y ocho iones H. Este es un proceso energético muy caro, si tenemos en cuenta que las plantas obtienen 24 electrones y 24 H de la oxidación completa de una molécula de glucosa y que para la reducción de un mol de NO_3^- (14 g N) se necesitan 0.33 moles o 60 g. de glucosa.

En las hojas la nitrato reductasa actúa también en el hialoplasma con NADH. Pero la nitrito reductasa se encuentra en el cloroplasto y emplea como portador electrónico la ferredoxina que a su vez está unida a la reacción lumínica de la fotosíntesis. "Todo esto significa que el gasto de glucosa es menor en las hojas. A veces la fijación de CO_2 y la reducción de NO_3^- están limitadas por el aporte de CO_2 (por ejemplo, cuando hay gran intensidad lumínica) entonces puede haber un exceso de reductor a disposición y esto hace que la reducción de NO_3^- se lleve

a cabo sin reducción de carbono; con poca luz el proceso puede ser competitivo.

En las leguminosas el nitrógeno molecular debe ser reducido de forma análoga para poder ser asimilado por la planta.

Cuando la cantidad de NO_3^- que está a disposición de la raíz es moderada, la nitrato reductasa actúa a nivel radicular, pero cuando hay un aporte de NO_3^- excesivo, la capacidad de adsorción de la raíz decrece con el tiempo y la nitrato reductasa actúa en las hojas.

Parte del nitrógeno absorbido por las raíces puede ser asimilado directamente como aminoácidos, pero la mayor parte es transportado hasta las hojas vía xilema y allí tiene lugar la síntesis de aminoácidos.

La asimilación de nitrógeno en las plantas superiores tiene como punto de partida el ácido α -cetoglutámico, que por aminación en presencia de un reductor (NADPH) forma el ácido glutámico, catalizando la reacción el enzima glutámico deshidrogenasa. Recientemente se ha propuesto otra ruta alternativa vía glutamina y glutamina-sintetasa. Parece ser que existen dos caminos para la asimilación de NH_4 y formar aminoácidos: (1) glutamina sintetasa y glutámico sintetasa que actúan cuando la concentración de amonio es baja y (2) glutámico deshidrogenasa que actúa cuando la concentración de amonio es alta.

A partir del α -cetoglutámico se sintetizan los cinco aminoácidos básicos (ác. glutámico, glutamina, alanina, ác. aspártico y asparagina) y aminas. A partir de estos productos y por transaminación se sintetizan los

restantes aminoácidos. (Mc. KEE, 1962; MILLS y col. 1969).

Con excepción de la síntesis de la asparagina, los demás procesos biosintéticos de aminoácidos tienen lugar en los cloroplastos de las hojas y en las raíces estas funciones parecen estar localizadas en el citoplasma. En ambos casos los aminoácidos forman más tarde proteínas. Las raíces exportan muy pocos aminoácidos, sin embargo las hojas exportan, vía floema, gran cantidad de ellos, hacia otros tejidos activos en la síntesis proteica. En la figura 4 se esquematiza la asimilación de nitrógeno, su reducción y la síntesis proteica en plantas superiores. (NOVOA, 1979).

Estos procesos celulares están regulados por: la actividad y concentración enzimática, producción de ATP, agentes reductores y cadenas hidrocarbonadas, así como por la concentración de NO_3^- y aminoácidos en las células. Así por ejemplo la actividad de la nitrato reductasa se ve tan sólo afectada por la concentración de NO_3^- en el hialoplasma. A veces y de forma adicional existen grandes cantidades de NO_3^- en las vacuolas.

La asimilación y liberación de NO_3^- por las vacuolas es un importante factor en la regulación. En las hojas la liberación está estimulada por la luz, esto hace suponer que la reducción se realiza en su mayor parte durante el día. Para todas las plantas el aporte de NO_3^- e hidratos de carbono, así como las funciones de las raíces y de las hojas son de capital importancia, mientras que la actividad enzimática parece ser menos importante en la síntesis proteica.

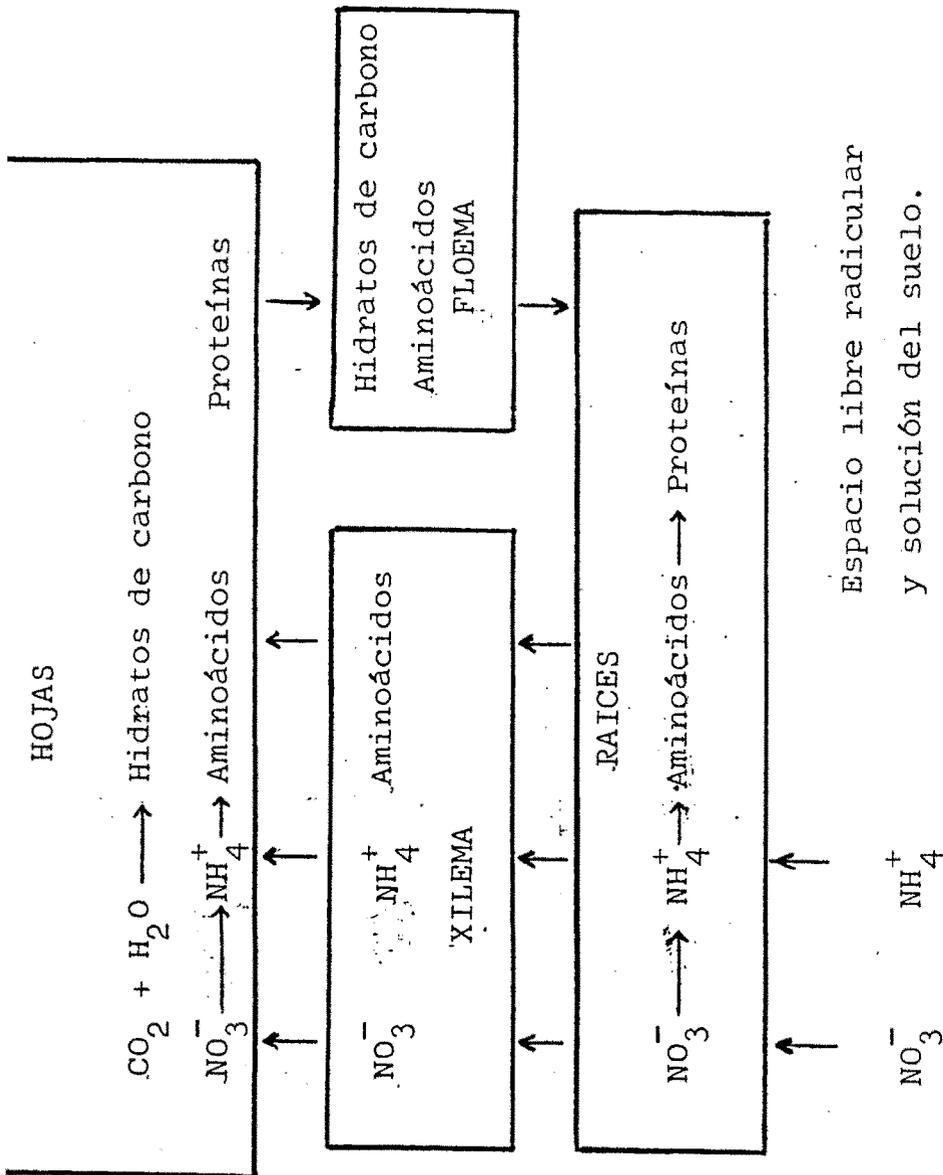


FIGURA 4.- Esquema básico de la asimilación de nitrógeno, reducción y síntesis proteica en las plantas superiores (según NOVOA y LOOMIS, 1981).

Las hojas tienen un importante papel en el metabolismo del nitrógeno, son los órganos mas importantes en la síntesis de aminoácidos y almacenamiento de nitrógeno, ya que se requiere mucho nitrógeno para el crecimiento de las hojas y las deficiencias en nitrógeno limitan fuertemente este crecimiento y la fotosíntesis.

Se ha observado que la reducción de nitratos se reparte entre las raíces y las hojas, variando según la planta. PATE (1973) y RAVEN y SMITH (1976) indican que en los cereales esta reducción tiene lugar tanto en las raíces como en los tallos.

Cuando en aporte de nitrógeno es adecuado, las pérdidas proteicas tienen lugar tan sólo en las hojas mas viejas. En plantas con deficiencias de nitrógeno, las hojas adultas pierden linealmente mas o menos proteínas en función de su edad. Para EVANS y col. (1975) en trigo que ha crecido con poco nitrógeno, practicamente todo el nitrógeno del grano procede de la removilización proteica. Además para este autor no hay una relación sencilla entre el contenido en nitrógeno del grano y el rendimiento del cultivo.

La removilización es el proceso determinante de la eficacia nitrogenada para todos los cultivos. Está condicionada por el estres hídrico. Actualmente es posible seleccionar variedades de cereales y leguminosas cuyo proceso removilizador es muy eficiente en condiciones de poca humedad.

Antes se ha mencionado el consumo energético para la asimilación y posteriormente para la reducción de .

NO_3^- , este consumo se ha expresado en glucosa equivalente. El consumo energético para la síntesis proteica a partir del nitrato es también elevado, según PENNING DE VRIES y col. (1974) se necesita consumir un gramo de glucosa para obtener 0.45 g. de proteína. Aproximadamente el 90% de la diferencia en peso corresponde a las pérdidas de CO_2 en la respiración durante la producción de reductores y ATP necesarios para la síntesis de aminoácidos. Como consecuencia puede decirse (PENNING DE VRIES, 1975) que durante una parte de la fase respiratoria de las plantas hay biosíntesis y que en el resto se lleva a cabo la reorganización proteica y el mantenimiento de la biomasa acumulada.

Para poder analizar las consecuencias de la actividad metabólica en un determinado órgano de la planta respecto a todo su conjunto, es preciso integrar todo el sistema; por ejemplo, el desarrollo radicular incrementa la asimilación de nutrientes en presencia de fotosíntesis, que es a su vez necesaria para el desarrollo del tallo. Puede decirse que cada uno de estos órganos depende en alguna función del otro. Así las hojas suministran a la planta carbohidratos y eliminan agua, mientras que las raíces le suministran agua y nutrientes.

Mediante experiencias con trigo (NEALES y col. 1963) se ha puesto de manifiesto que las hojas condicionan indirectamente el contenido en nitrógeno del grano, ya que contribuyen a que el nitrógeno se desplace de la raíz al grano, a la vez que son responsables de su posterior reducción. Parece ser que las hojas más bajas su-

ministran la fotosíntesis para favorecer la asimilación de nitrógeno y las hojas apicales la emplean para la síntesis de carbohidratos. Quizás la causa del envejecimiento de las hojas más antiguas reside en que hay poco suministro de carbohidratos a la vez que una gran demanda de nitrógeno.

La demanda de nitrógeno está condicionada por el desarrollo de la planta y por la composición en nitrógeno de los tejidos que se van formando. En condiciones de campo esto dependerá del suministro de nitrógeno y agua así como de los factores climáticos.

La demanda máxima de nitrógeno se alcanza cuando en la planta las condiciones fotosintéticas están por encima del umbral y cuando la velocidad de crecimiento está próxima a su potencial genético.

Para que se produzca el completo desarrollo de una planta, es necesario tener una concentración mínima de proteínas en la biomasa de cualquier cultivo. Según STANDFORD y HUNTER (1973) el contenido medio de nitrógeno en la biomasa de un trigo maduro debe ser de 1.4% para que se obtenga un rendimiento máximo del grano. Para otros autores y después de muchas experiencias de campo, el valor mínimo de nitrógeno que debe encontrarse en grano de trigo maduro es de 1.6%. A partir de este valor y teniendo en cuenta que el rendimiento del trigo es de $15,000 \text{ Kg. ha}^{-1}$ (aproximadamente $6,000 \text{ Kg}$ de grano) es posible estimar que las necesidades de nitrógeno de este cultivo son de 240 Kg. ha^{-1} .

Paralelamente es preciso conocer previamente la

eficacia de la fertilización nitrogenada para saber qué cantidad de nitrógeno debe aportarse al suelo y asegurar así el suministro del nitrógeno necesario para el desarrollo del cultivo.

5.2.- FERTILIZACION NITROGENADA.

El uso de fertilizantes como suplemento nutricional del suelo, se reconoce desde hace tiempo como necesario para la mayoría de los suelos a fin de incrementar el rendimiento y mejorar la calidad de los cultivos, al mismo tiempo que reduce la erosión del suelo al aumentar la cobertura vegetal. Si un determinado cultivo está sometido a un déficit nutricional, debe emplearse una superficie mayor para mantener la producción, el suelo se empobrece más en sustancias nutritivas y por lo tanto es más vulnerable a la erosión.

Se denomina fertilizante a aquella sustancia que se añade al suelo para mejorar su calidad y suministrar los elementos necesarios para la nutrición de las plantas.

Los numerosos fertilizantes que se encuentran actualmente en el mercado se clasifican atendiendo a diversos criterios:

- origen (orgánicos e inorgánicos).
- estado físico.
- velocidad de acción (efecto rápido o lento).
- reacción química (ácidos, neutros, alcalinos).
- cantidad de principio activo.
- composición química.

Los fertilizantes mayormente empleados y generalizados son aquellos que incluyen a los macronutrientes nitrógeno, fósforo y potasio.

La aplicación de fertilizantes nitrogenados es una práctica generalizada y necesaria en el manejo de los suelos de cultivo, para conseguir rendimientos altos y continuados a partir de una determinada superficie de cultivo.

Antes de la aplicación de fertilizantes minerales, el estiércol era la única fuente de aporte de elementos nutritivos al suelo.

El primer fertilizante nitrogenado empleado fue el nitrato de sodio, a partir de 1930 se comercializaron otros productos (Mc. VICKAR y col. 1963; NELSON, 1968). Posteriormente, los fertilizantes amoniacales concentrados tales como nitrato amónico, urea, amoníaco e hidróxido amónico, entre otros, fueron los mas empleados. Desde los años 50 el nitrato amónico fue el fertilizante nitrogenado mas utilizado y en la actualidad (Mc. VICKAR y col. 1966) están por delante el amoníaco, las soluciones nitrogenadas y la urea.

El comportamiento de los fertilizantes nitrogenados en el suelo está en función de su composición química, así los nitratos pueden ser lavados con facilidad debido a su gran solubilidad, el ión amonio es adsorbido por el complejo de cambio, la urea se descompone en NH_4 en muy pocos días, la cianamida necesita mas tiempo para su descomposición y los compuestos urea-formaldehído son los fertilizantes de síntesis que liberan mas lentamente el nitrógeno, se necesita incluso un ciclo vegetativo para su total liberación.

Durante los últimos años, los rendimientos de los

cultivos han alcanzado niveles jamás pensados gracias al empleo intensivo de fertilizantes y a los progresos realizados en el campo de la genética.

Como resultado del empleo masivo de fertilizantes minerales actualmente se teme por las consecuencias que esto puede ocasionar a medio y largo plazo, entre ellas está el empobrecimiento del suelo, su erosión, y la contaminación de aguas tanto superficiales como subterráneas.

Al mismo tiempo y como consecuencia de la crisis energética, el precio de los fertilizantes de síntesis, sobre todo de los nitrogenados, se ha incrementado enormemente. Así, según PIMENTEL (1979), para la obtención de un Kg de nitrógeno se necesitan de 13 a 20 megacalorías de energía fósil, lo que equivale a 1.20-1.85 Kg de petróleo tipo Arabia pesado.

Para VITOSH (1977) el 1% de la energía total de USA se emplea en la obtención de fertilizantes y las dos terceras partes de esta energía se consumen en la producción industrial de amonio. A todo esto hay que añadir el incremento energético que supone el transporte de los fertilizantes, el cuál, para este mismo autor, está comprendido entre un 40 y un 80% del coste del fertilizante.

Todo esto hace que se tienda de nuevo al empleo de materiales orgánicos (estiércol, purines, restos vegetales y residuos orgánicos en general) que, además de aportar sustancias nutritivas al suelo, mejoran las propiedades físicas del mismo por acción de la materia orgánica.

5.2.1.- Deficiencia y toxicidad del nitrógeno en plantas.

El la fase inicial del desarrollo, la deficiencia de nitrógeno para la mayoría de las plantas se manifiesta visualmente porque las hojas pierden color, lo cuál se va extendiendo a toda la planta y finalmente cesa el crecimiento.

BATES (1971) denomina "concentración crítica" al contenido en nitrógeno por debajo del cuál existen deficiencias en la planta. Este valor varía para cada parte de la planta y para cada período de su ciclo vegetativo. También se han definido los límites del "intervalo de suficiencia" para determinados cultivos, estos límites indican la concentración de nutrientes óptima para un mayor rendimiento. El límite inferior coincide con la concentración crítica (CHAMPMAN, 1966 y NEUBERT y col. 1969). Ambos parámetros se expresan como contenido en N-total (Kjeldahl) de una planta o una parte de ella.

Cuando en una planta se pasa del nivel de suficiencia al de deficiencia nitrogenada, hay un cambio de pH en las células, lo que ocasiona una removilización que se traduce en la solubilización de formas nitrogenadas combinadas (principalmente amidas) de los tejidos mas viejos hacia los tejidos meristemáticos y órganos mas jóvenes para formar aminoácidos. Estos cambios son los que se visualizan externamente en las partes mas viejas de las plantas cuando hay deficiencia. Los síntomas mas característicos de deficiencia nitrogenada están descritos para la mayoría de las plantas.

Es difícil visualizar en la mayoría de las plantas cuándo están llegando a unos estadios iniciales de excesiva concentración nitrogenada, ya que mantienen el color y continúan creciendo con normalidad. Sin embargo, poco a poco ciertas características empiezan a cambiar (MILLS y col. 1979): las plantas son atacadas por insectos y enfermedades con mayor facilidad, disminuye el desarrollo de flores y frutos, baja la calidad de los frutos, también en algunas especies puede reducirse la resistencia al frío etc.

Un exceso de nitrógeno puede causar cambios metabólicos importantes, así como un desequilibrio iónico que puede ser causa de deficiencias nutricionales en la planta. Cuando en la planta existe mayor cantidad de nitrógeno que el necesario para su crecimiento, se acumulan las formas nitrogenadas solubles (NO_3^- y compuestos orgánicos solubles) en los tejidos de la planta. Una concentración excesiva de nitratos en la planta tiene relativamente poco efecto sobre su desarrollo. Los nitratos pueden acumularse también debido a deficiencias en algún elemento o cuando están sometidas a otras condiciones de estrés.

Se ha observado que existen ciertas familias de plantas que tienen tendencia a acumular nitratos: Amarantáceas, Crucíferas, Compuestas, Gramíneas, Quenopodiáceas y Solanáceas. En general, las plantas anuales y los cereales tienden a acumular mayor cantidad de nitratos que los pastos permanentes y las leguminosas. Parece ser que esto está relacionado con la actividad de la nitrato reductasa y la edad de la planta. El nitrato no se acumula de mane-

ra uniforme en toda la planta, en general la máxima acumulación tiene lugar en pecíolos y tallos, las hojas tienen mayor cantidad que las raíces y, finalmente, en las partes reproductoras de la planta es donde hay menor concentración (MILLS y col. 1979). La acumulación de nitratos en los tejidos mas viejos de la planta es consecuencia de que en esta zona de la planta hay mas sombra y el nivel de nitrato reductasa es inferior. La acumulación en tejidos no clorofílicos es debida a su baja capacidad para la reducción de nitratos y posterior asimilación.

En cuanto al ión amonio, puede decirse que las diferentes especies de plantas tienen distinta sensibilidad respecto a este ión (STEWART y col. 1965). Para muchas plantas una exposición prolongada de sus raíces al NH_4 es causa de alteraciones fisiológicas y morfológicas (Mc.KEE, 1962). Estas alteraciones pueden observarse ya que producen clorosis en las hojas, disminución del crecimiento, manchas necróticas y en algunos casos, la muerte. Los síntomas de una intoxicación amoniacal indican que han dejado de formarse cloroplastos.

En una planta que está bajo condiciones normales, la concentración intracelular de amonio libre es baja. Cuando la concentración de amonio está por encima de los valores normales en el suelo, el proceso metabólico de la misma se altera. Se ha observado que hay una disminución de las reservas en carbohidratos en la planta cuando ésta incorpora amonio libre a expensas de otros compuestos necesarios para su metabolismo celular.

5.2.2.- Eficacia del nitrógeno inorgánico.

El objetivo principal en la fertilización es conseguir que el empleo del nitrógeno en la producción vegetal sea eficiente. Si se tiene en cuenta que existe una clara diferencia entre el rendimiento biológico y el económico, la eficacia de la fertilización nitrogenada puede definirse por una parte considerando la cantidad de nitrógeno asimilada a partir del nitrógeno disponible en el suelo o aportado al mismo; y, por otra, considerando la relación entre la cantidad de biomasa o de grano respecto a la de nitrógeno aportada.

Desde el punto de vista agronómico parece ser mas interesante el último aspecto, sin embargo no debe olvidarse que el nitrógeno contenido en los residuos vegetales que quedan en el campo, será una fuente nitrogenada para los cultivos posteriores, previa mineralización. Ambas definiciones son globales, ya que implican variaciones en el crecimiento de las plantas debido tanto a condiciones del medio (disponibilidad de agua y de nitrógeno en el suelo, mineralización de la materia orgánica, pérdidas por lavado o desnitrificación, etc.), como a factores de la propia planta (capacidad asimilativa de las raíces, composición química de los tejidos, movilizaciones del nitrógeno en la planta), como a los factores propios del manejo de los cultivos (tiempo, cantidad, método de aplicación y tipo de fertilizante).

NOVOA y col. (1981) resumen los parámetros mas

generalizados para la valoración de la eficacia de la fertilización nitrogenada y los denominan .:

- Fracción asimilada (F.A.), que quizás es el mejor índice para evaluar la acción de los fertilizantes,

$$F.A. = \frac{\text{Kg de N absorbido}}{\text{Kg de N existente}} \frac{\text{Kg de N existente}}{\text{Kg de N aportado}}$$

- Eficacia fisiológica (E.F.), que valora la cantidad de nitrógeno absorbido por la planta y reúne a los factores que dependen de la propia planta.

$$E.F. = \frac{\text{Kg de grano o biomasa}}{\text{Kg de N absorbido}}$$

- Eficacia agronómica (E.A.), que es la eficiencia fisiológica referida a la fracción de nitrógeno asimilada.

$$E.A. = F.A. \times E.F. = \frac{\text{Kg de grano o biomasa}}{\text{Kg de N aportado}}$$

En la tabla (13) se indican algunos valores de estos parámetros recopilados por NOVOA y col. (1981)

Cultivo	Fracción asimilada	Eficacia fisiológica	Eficacia agronómica	Referencia
Cebada	0.58-0.69			GASSER y col.1967
Arroz	0.10-0.56	71.4	7.1- 40.0	
Trigo	0.44-0.60			STANFORD y col.1973
Trigo	0.58-0.69			GASSER y col.1967
Trigo	0.30-0.90	33.5-39.4	15.0-45.0	HAMID, 1972
Trigo			33.0 ^a -88.0 ^b	PUSHMAN y col.1976
Trigo		28.2-46.7	24.1-35.2	PEARMON y col.1977
Trigo	0.28-0.38	42.5-48.3	35.0 ^a -99.0 ^b	

Nota: "a" y "b", alto y bajo aporte nitrogenado respectivamente.

TABLA 13.- Valores de la fracción de nitrógeno asimilada, eficacias fisiológica y agronómica en diversos cultivos. (NOVOA y col. 1981).

La cantidad de nitrógeno asimilada por un cultivo está condicionada por la dosis, el tipo de fertilizante empleado y el método de aplicación. El efecto que la dosis puede provocar varía según diversos autores, se ha observado que la cantidad de nitrógeno asimilada aumenta al aumentar la dosis (BARTHOLOMEW y col. 1952; HAMID, 1972) y también el efecto contrario (STANFORD y col. 1973; Mc. NEAL y col. 1976). Para SPRATT y col. (1970) la asimilación es mayor en presencia de nitrato que de amonio, en condiciones de humedad adecuadas; sin embargo, las diferencias son pequeñas cuando hay deficiencia hídrica.

Actualmente se emplea el N^{15} (urea, nitrato cálcico...) para valorar la eficacia de la fertilización nitrogenada. Esto permite además seguir el camino de los fertilizantes nitrogenados inorgánicos en el suelo. Se ha observado (NANNIPIERI y col. 1981) que el 61% del nitrógeno aplicado permanece en el suelo después del cultivo. ALLEN y col. (1973) observaron que pasados cinco años de fertilizar un suelo con urea y cultivar intensivamente gramíneas, se encuentra aún del 12 al 20% del fertilizante nitrogenado aplicado. En algunos trabajos (STANFORD y col. 1970; CHICHESTER, 1970) se describen aquellas fracciones de materia orgánica del suelo que han incorporado el fertilizante nitrogenado aplicado.

En estudios recientes (MILLS y col. 1979) se ha observado que una aplicación excesiva de fertilizantes nitrogenados provoca una concentración excesiva de nitratos en la planta que a su vez es causa de la disminución de las reservas de carbohidratos en la misma.

También se ha puesto de manifiesto que cuando la fertilización aplicada es mayoritariamente amoniacal, la acumulación de nitratos en la planta disminuye. La principal desventaja del uso de fertilizantes amoniacaes es que provoca toxicidad para muchas plantas y no se sabe con exactitud qué especies vegetales son sensibles a la nutrición amoniacal. Por otra parte los fertilizantes amoniacaes acidifican el suelo y es necesario estabilizar el pH del mismo; se ha observado que el pH óptimo para el desarrollo radicular en este caso está comprendido entre 7.0 y 7.2.

El uso continuado y desmesurado de fertilizantes minerales es causa de contaminación del medio ambiente, sobre todo en las zonas de agricultura intensiva. El aporte de dosis excesivas de fertilizantes en los ecosistemas agrícolas, ocasiona también pérdidas elevadas. Según KOLENBRANDER (1982) las pérdidas de elementos fertilizantes (N,P,K) se pueden valorar en función de la dosis de nitrógeno aplicada. En la tabla (14) se especifican estas pérdidas, que para este autor pueden realizarse a tres niveles distintos:

- (a). Acumulación de elementos fertilizantes (N,P,K) en los vegetales a consumir, con el consiguiente incremento de estos elementos en las excretas animales y humanas.
- (b). Pérdidas por lavado y enriquecimiento (N,P,K) de aguas superficiales y subterráneas.
- (c). Pérdidas por volatilización (NH_3) y desnitrificación (N_2).

Apporte N Kg. ha. año	Tipo de pérdidas	Pérdidas Kg. ha ⁻¹ . año ⁻¹			
		N	en % N	K	P
100	a	70	70	70	11
	b	10	10	13	trazas
	c	20	20	--	--
200	a	130	65	130	20
	b	30	15	29	trazas
	c	43	21	--	--
300	a	180	60	180	28
	b	66	22	43	trazas
	c	51	17	--	--

TABLA 14.- Pérdidas de fertilizante (N,P,K) expresadas en Kg. ha⁻¹. año⁻¹ en función de la dosis de nitrógeno aplicado (KOLENBRANDER, 1982).

Como consecuencia de los efectos nocivos que sobre el medio ambiente pueden ocasionar las pérdidas de nutrientes, consecuencia del uso de fertilizantes minerales, KOLENBRANDER (1982) sugiere que la mejor forma para proteger el medio ambiente será establecer unas dosis máximas de aporte de nitrógeno en base a la cantidad del mismo que se pierde por lavado (valores calculados a partir de experiencias de campo y lisimétricas en diferentes suelos, supuesto un drenaje interno de 300 mm anuales) y de acuerdo con las normas de la OMS (contenido en N-NO_3^- : para aguas de bebida $< 11 \text{ mg.l}^{-1}$ y valores $> 22 \text{ mg.l}^{-1}$ se consideran peligrosos). Para este autor las pérdidas de nitrógeno por lavado dependen no sólo de la textura del suelo sino también del tipo de cultivo (suelo de cultivo o pasto natural).

5.2.3.- Eficacia del nitrógeno orgánico.

Los fertilizantes orgánicos tradicionalmente empleados incluyen un conjunto de materiales de origen animal (estiércol, purines, gallinaza...) o vegetal (paja, restos de cultivos, turba, algas...). Estos materiales se aplican al suelo tanto en estado fresco como después de sufrir un tratamiento adecuado para favorecer su descomposición (GRUNDNEY, 1982). En este último caso las sustancias orgánicas son mas estables y su composición es mas parecida a la del humus del suelo.

El valor fertilizante nitrogenado del estiércol, está en función de su composición y ésta depende del tipo de animal que lo produce. Según SMIRNOV y col. (1977), la eficacia del nitrógeno en un cultivo es del 34 % para el estiércol de oveja, del 20 % para el de caballo, 18 % para el de vaca y 30 % para los purines de cerdo de engorde.

Actualmente, además de los mencionados residuos agrícolas y ganaderos, se emplean tambien como fertilizantes orgánicos distintos residuos de origen industrial o urbano (Mc. CALLA y col. 1977). Su contenido en nitrógeno está condicionado por el origen del residuo y la eficacia nitrogenada dependerá de la naturaleza del material. Entre estos residuos cabe destacar los lodos residuales por su alto contenido en materia orgánica.

Cuando se utilizan fertilizantes orgánicos, la cantidad de nitrógeno asimilada por la planta está en función de la cantidad de N-inorgánico liberado a partir de la ma-

teria orgánica incorporada al suelo. Por lo tanto, es de gran interés conocer la tasa de mineralización del nitrógeno orgánico en el suelo. Este valor, además de ser indicativo para asegurar las necesidades de nitrógeno que tiene un determinado cultivo, permite evitar un innecesario dispendio económico y a la vez elimina los posibles peligros de contaminación del medio ambiente.

Los métodos mayormente empleados para la determinación de la eficacia de los fertilizantes orgánicos se basan en ensayos biológicos y el valor fertilizante del N-orgánico se estima comparando los rendimientos obtenidos con los que se obtienen mediante un fertilizante mineral (generalmente nitrato amónico). Los ensayos se llevan a cabo indistintamente en el campo o en invernadero. Sin embargo, estos métodos biológicos son poco precisos, debido a que integran un gran número de parámetros difíciles de controlar, entre ellos las condiciones climatológicas.

Para determinar el valor nitrogenado de lodos residuales se han efectuado, en los últimos años, un buen número de ensayos de campo en los que se valora también la naturaleza y composición del lodo así como las dosis de aporte necesarias.

COKER (1966) estudió los efectos de un lodo obtenido por estabilización anaerobia con tres cultivos distintos y obtuvo una eficacia muy elevada (ya que más de 2/3 partes del nitrógeno del lodo se encontraba en forma

mineral) al compararlo con un fertilizante inorgánico. Este autor estima la disponibilidad del nitrógeno del lodo mediante la fórmula:

$$\text{N-disponible} = \text{N-NH}_4 + 1/6 \text{ N-orgánico}$$

Para lodos secados en eras (8-10% de N-amoniaco), COKER cita que la eficacia respecto al nitrato amónico es próxima al 25%.

FURRER (1979) efectúa pruebas de campo con maíz, empleando cuatro lodos residuales obtenidos por distinto tratamiento (aerobio, anaerobio, seco y filtrado). Observa que la eficacia nitrogenada respecto al nitrato amónico es mas pequeña cuando la proporción $\text{N-NH}_4/\text{N-total}$ disminuye y la relación C/N y el contenido en materia seca aumentan (Tabla 15).

TABLA 15.-Eficacia del nitrógeno en distintos lodos residuales. (FURRER,1979).

	Materia seca	C/N	$\text{N-NH}_4/\text{N-total}$ <small>x100</small>	Eficacia nitrogenada
L.filtrado	0.8	2.0	74	83
L.aerobio	6.3	5.2	39	54
L.anaerobio	22.0	6.5	13	35
L.seco	97.0	8.4	7	30

LARSEN (1979) compara dos lodos obtenidos por tratamiento anaerobio, uno secado en eras y otro deshidratado por centrifugación y observa que su eficacia ni trogenada es del 30 % y 15 % respectivamente, respecto a la del abono (NH_4NO_3). Es difícil saber si las diferencias son atribuibles a la relación C/N mas elevada y/o a una mayor concentración de metales pesados en el lodo deshidratado por centrifugación.

SOON y col. (1978) observan que el rendimiento obtenido en maíz mediante 200 kg.ha⁻¹ de N-total de un lodo obtenido por digestión anaerobia y acondicionamiento químico es comparable al obtenido mediante 100 Kg.N ha⁻¹ de nitrato amónico.

En California, PRATT y col. (1973) estiman que el 35 % del N-total de un lodo obtenido por digestión anaerobia (2.5% de N-total) es utilizable el primer año de cultivo, un 10 % del N-residual lo será el segundo año y el 5% del restante se mineraliza durante el tercer año.

En Wisconsin (KEENEY y col. 1975) el nitrógeno disponible durante el primer año se expresa por la fórmula :

$$\text{N-disponible} = 15\% \text{ N-orgánico} + 50\% \text{ N-NH}_4 + 100\% \text{ N-NO}_3^-$$

en los años sucesivos se mineralizará respectivamente el 6, 4 y 2% del nitrógeno residual.

Puede decirse, en general, que la eficacia disminuye cuando aumenta la dosis de aporte, esto se ha observado (STEWART y col. 1975; KELLING y col. 1977) por aporte de dosis que exceden a la capacidad de asimilación del cultivo.

De los resultados que se obtienen en experiencias de campo, se observa que el valor fertilizante nitrogenado de los lodos residuales varía entre unos márgenes muy amplios.

FURRER y col. (1979) comparan el efecto producido por el aporte de una misma cantidad de N-total de trece lodos (ricos en N-NH₄ y relación C/N muy baja) sobre una gramínea (Ray-grass) cultivada en tres suelos distintos y en macetas, respecto a diferentes dosis de NH₄NO₃. Estima que la cantidad de N-disponible se puede calcular :

$$\text{N-disponible} = 91 \% \text{ N-NH}_4 + 25 \% \text{ N-orgánico}$$

(en base a los rendimientos en materia seca)

$$\text{N-disponible} = 95 \% \text{ N-NH}_4 + 32 \% \text{ N-orgánico}$$

(en base a la asimilación de nitrógeno por el cultivo).

La cantidad de nitrógeno disponible para un cultivo se puede determinar también mediante ensayos de laboratorio (en condiciones forzadas) y permite hacer una apreciación más estricta de los mecanismos de evolución de la materia orgánica en el

suelo y a la vez controlar la influencia de ciertos parámetros sobre el proceso (temperatura, humedad, naturaleza del suelo). Aunque en estos ensayos no se tiene en cuenta la acción del vegetal y sus efectos sobre el proceso. Este inconveniente puede solventarse bien estimulando la actividad de los microorganismos en el suelo, o bien eliminando el N-inorgánico que se va formando. Estos ensayos se describen y comentan, especialmente en lo que se refiere a los residuales en el apartado 6.2. del capítulo I de esta memoria.

6.- MINERALIZACION DEL NITROGENO ORGANICO EN EL SUELO.

La cantidad de nitrógeno mineralizada en un suelo durante un determinado tiempo depende por una parte, del tipo de suelo y de los factores ambientales tales como temperatura, humedad y aireación; cada uno de estos factores así como las condiciones óptimas para que se produzca la máxima mineralización, han sido ya analizados al describir el ciclo del nitrógeno. Por otra parte, depende de unos factores adicionales inherentes a los residuos orgánicos incorporados al suelo (PARR, 1974; ALEXANDER, 1977) tales como composición química, demanda biológica de oxígeno, relación C/N y tamaño de las partículas del residuo, así como época y método de aplicación y prácticas culturales (rotación de cultivos, arado, barbecho, abonado, época de siembra).

Quizás sean las condiciones climatológicas las que repercutan con mayor intensidad sobre la dinámica del nitrógeno y sus transformaciones, en los suelos de nuestras latitudes con gran variabilidad estacional propia del clima mediterráneo (humedad del suelo comprendida entre capacidad de campo y punto de marchitamiento, temperatura entre 0 y 40°C). Así durante los períodos secos la descomposición del carbono excederá a la mineralización del nitrógeno (BIRCH, 1980) ocasionando un descenso de la relación C/N que favorecerá la mineralización en el próximo período húmedo. Si las temperaturas son favorables, el inicio de las lluvias irá acompañado de mineralización del nitrógeno; en caso de que las lluvias coincidan con temperaturas bajas, la mineralización se retrasará hasta la pri-

mavera.

En la mayoría de estudios realizados hasta el momento sobre la mineralización del nitrógeno del suelo (JANSON, 1958; STANFORD, 1968 y 1977; STANFORD y col. 1972, 1973, 1974 y 1976; FOCHT y col. 1977; MARY, 1979; RICHTER, 1980) no se tienen en cuenta los diferentes compuestos que integran la materia orgánica del suelo y se expresa la tasa de mineralización en función del N-total del suelo. Pero no debe olvidarse que la materia orgánica contiene más del 95% del nitrógeno del suelo (VLECK y col. 1981) y que según JANSON (1958) tan sólo una pequeña fracción del N-orgánico (10-15 % del N-total) está implicada en los procesos de mineralización e inmovilización. Por lo tanto al estudiar estos procesos debe considerarse no sólo la evolución de la materia orgánica que es devuelta al suelo de forma natural al cabo de un determinado período de tiempo (BARTOLOMEW, 1965), sino también la de la materia orgánica añadida en caso de que haya aportes exógenos tales como residuos. Entre los trabajos que se han realizado sobre la mineralización de residuos orgánicos, podemos citar: PRATT y col. 1973 y 1976; MULLER, 1977; STARK, 1977; REDDY y col. 1979 y 1980 y MAGDOFF y col. 1980.

En lo que concierne a la M.O. endógena del suelo, JENKINSON (1971) describe un proceso según el cuál la mineralización de ésta puede estar condicionada por un aporte de M.O. fresca y lo denomina "priming effect" (efecto primero), definiéndolo como un cambio en la proporción de la descomposición de la M.O. del suelo, tanto estimulación como retardo. Sin embargo, los efectos son transitorios, pequeños si se comparan con la cantidad de M.O. del suelo y su importancia práctica es mínima.

El interés del "efecto primero" deriva de la introducción de técnicas isotópicas mediante las cuáles se puede diferenciar, en un estudio de incubación, tanto el CO_2 como el N-inorgánico mineralizados del suelo o del substrato aportado.

El "efecto primero" normalmente es consecuencia del aporte de M.O. fresca, pero también puede ocurrir por adición de fertilizante nitrogenado inorgánico (BROADBENT y NAKASHIMA, 1971; WESTERMAN y TUCKER, 1974). Como resultado de este efecto puede haber tanto mineralización como inmovilización del N del suelo (SMITH y DOUGLAS, 1971).

STOTZKY y col. (1958), BROADBENT (1965), CHU y KNOWLES (1966), NOMMIK (1968) y SAPOZHNIKOV y col (1968) observaron una estimulación de la mineralización del N del suelo después de la adición de fertilizante nitrogenado. Por el contrario, HARMSSEN y col. (1949), JANSON (1958) y MEGUSAR (1968) citan una disminución de la mineralización del N del suelo. Por último, otros autores (HARMSSEN y KOLENBRANDER -1965- y FACK -1965-) indican que la adición de fertilizante prácticamente no afecta la mineralización del suelo.

En un estudio de incubación KAI y col. (1977) observaron que la adición de restos vegetales de un cultivo de arroz (con N^{15}) producía un aumento de la cantidad de N del suelo mineralizada.

OBA y col. (1982) en otro estudio de incubación en laboratorio observaron que la adición, de lodo residual marcado con N^{15} , a un suelo volcánico prácticamente no alteraba la mineralización de la M.O. del suelo, sin embargo se vió aumentado con el aporte de lodo seco a un arrozal.

WESTERMAN y KURTZ (1973) estudiaron este efecto en el campo mediante la aplicación de fertilizante inorgánico marcado y lo valoraron a partir del N-absorbido por el cultivo. Observaron que era mas intenso inmediatamente después de la aplicación e iba disminuyendo a lo largo del ciclo vegetativo.

De todas formas, la significación cuantitativa de este proceso no se ha establecido hasta el momento y su mecanismo es discutido.

6.1.- MINERALIZACION REAL.

La mineralización real presupone hacer un balance completo del nitrógeno del suelo, valorando tanto los procesos de transformación (mineralización e inmovilización) como los aportes (endógenos y exógenos) y pérdidas (lavado, escorrentía, asimilación vegetal) de compuestos nitrogenados.

El balance total del nitrógeno del suelo, se puede obtener mediante ensayos biológicos (en campo o invernadero) y el resultado indicará la tasa de mineralización en un tiempo "t", para un determinado suelo, bajo unas condiciones climatológicas dadas y un cultivo. No obstante, resulta difícil si no imposible determinar este balance nitrogenado, ya que implica analizar las diversas formas nitrogenadas "in situ" mediante perfiles de suelo. Este método, aunque sencillo por su planteamiento, en la práctica presenta dificultades por lo complejo que resulta su control.

Ciertos autores (LEMEE, 1967; VAN PRAAG y col. 1973) determinan este balance en una zona de suelo aislada del resto (mediante plástico permeable al aire) y la someten a drenaje, determinando el N-mineral que se va liberando.

CHICHESTER (1970) y STANFORD y col. (1970) emplean N^{15} (sulfato amónico) para obtener un cultivo de avena que una vez desarrollado, incorporan al suelo. De esta forma pueden seguir la evolución en el suelo del N-orgánico marcado.

Algunos autores (PRATT y col.1973; STEWART y col. 1975; KELLING y col. 1977; SOON y col. 1978; FURRER y col. 1979; FURRER, 1979; LARSEN, 1979) calculan el valor nitrogenado de lodos residuales (apartado 5.2.3 del capítulo I de esta memoria), mediante la determinación del N-mineral que se forma en un suelo después de aportarle estos materiales.

6.2.- MINERALIZACION POTENCIAL.

La mineralización potencial permite predecir, mediante modelos matemáticos y/o experiencias de laboratorio (biológicas y químicas), la cantidad máxima de nitrógeno orgánico que podrá mineralizarse en un suelo durante un determinado tiempo y en condiciones óptimas. Este parámetro, según REDDY y col.(1979), es de gran importancia puesto que puede emplearse tanto para calcular las necesidades en sustancias nitrogenadas de un cultivo, como para evaluar los fenómenos de lavado de nitratos o determinar (para las distintas formas de aplicación de residuos orgánicos al suelo) las posibles pérdidas de compuestos nitrogenados por escorrentía y volatilización.

Las primeras estimaciones que se realizaron sobre la capacidad potencial que tenía un suelo para mineralizar nitrógeno, se basaban en una ecuación lineal en la que N_t y N_o eran valores proporcionales y dependientes del tiempo.

$$1/N_t = 1/N_o + b/t$$

siendo N_t la cantidad acumulativa de nitrógeno mineralizada durante un período de tiempo t (semanas) y determinada experimentalmente; b , la pendiente de la recta y N_o el nitrógeno potencialmente mineralizable.

Se entiende como N-potencialmente mineralizable, la cantidad de nitrógeno que se mineralizará en un tiempo infinito y en condiciones óptimas de temperatura (35°C) y humedad (capacidad de campo). Se considera como una fracción del N-orgánico total, que se transforma en N-

inorgánico con el tiempo y que se deduce de la cantidad de nitrógeno mineralizada mediante incubaciones sucesivas (STANFORD y col. 1972, 1974 y 1977). La mayoría de autores, sin embargo, lo refieren al N-total del suelo. Esta transformación puede expresarse como una ecuación de primer orden (STEVENSON, 1965)

$$dN/dt = - K N \quad (2)$$

donde N es el contenido en nitrógeno de un determinado volumen de suelo para un tiempo t y K es la constante de mineralización.

A partir de esta ecuación se han elaborado diversos modelos matemáticos que permiten calcular el N-potencialmente mineralizable.

GREENLAND (1971) añade otro término a la anterior ecuación en base a la cantidad de fertilizante que se añade al suelo y demuestra la validez de su modelo calculando el período de tiempo necesario para mantener un nivel de equilibrio nitrogenado en el suelo después de implantar en él un cultivo.

RUSSELL en 1975 desarrolla una ecuación mas completa que permite calcular variaciones anuales consecutivas e incluye un factor que tiene en cuenta las adiciones de fertilizante nitrogenado (estiércol).

$$dN/dt = - K_1 (t) N + K_2 + K_3 (t) Y (t) \quad (3)$$

donde N es el nitrógeno orgánico, $K_1(t)$ es el coeficiente de descomposición en función del tiempo, K_2 es la adición de fertilizante nitrogenado, $Y(t)$ es la biomasa vegetal en un tiempo t y $K_3(t)$ es la cantidad de nitrógeno apor-

tada por los residuos vegetales que es dependiente de la naturaleza de la secuencia de cultivos. Mediante esta ecuación RUSSELL analiza la relación entre el rendimiento y el contenido en nitrógeno del suelo para una serie de cultivos rotatorios con y sin adición de estiércol.

Aunque estas ecuaciones sean un instrumento que permite analizar el comportamiento a largo plazo del N-orgánico, teniendo en cuenta el efecto del cultivo y las prácticas agrícolas, carecen de sensibilidad para predecir variaciones estacionales de asimilabilidad de N-inorgánico.

Se han hecho varias tentativas para seguir la dinámica del nitrógeno del suelo a corto plazo mediante modelos (TANJI y col. 1978) que se basan en el supuesto de que los procesos microbiológicos son ecuaciones cinéticas de primer orden del tipo:

$$d[\text{N-org}] / dt (i) = - K_1 [\text{N-org}]_i + K_2 [\text{NH}_4^+] + K_3 [\text{NO}_2^-] + K_4 [\text{NO}_3^-] \quad (4)$$

Otros autores (STANFORD y col. 1972; BEEK y col. 1973; HAGIN y col. 1974; DONEGIAN y col. 1976) incorporan en los modelos factores ambientales para tener en cuenta las variaciones estacionales en las diferentes constantes cinéticas (K_1, K_2, K_3, K_4) de transformación. Según VLECK y col. (1981), la incorporación de tales factores estacionales es de gran importancia en los climas mediterráneos.

STANFORD y col (1972), parten del supuesto de que la cantidad de N-mineralizable, bajo determinadas condiciones ambientales, es proporcional a la cantidad de subs

trato mineralizable del suelo e integrando la ecuación (2) obtiene:

$$\log (N_0 - N_t) = \log N_0 - K/2.303 (t) \quad (5)$$

donde N_t es la cantidad acumulativa de N mineralizado durante un tiempo t y N_0 la mineralización potencial.

Mediante esta ecuación determina los valores de N_0 para 39 suelos diferentes, observando que éstos valores oscilan entre 5 y 40% y que el valor medio de K a 35°C es 0.054 ± 0.0009 (semanas⁻¹), lo que significa que por semana se mineraliza una fracción de nitrógeno equivalente al 5.4%. Para llegar a estos resultados realiza incubaciones de suelos en el laboratorio durante 30 semanas consecutivas, para determinar el N-inorgánico que se forma (N_t). N_0 lo calcula al principio a partir de la ecuación (1) ó (2).

Los datos de mineralización potencial obtenidos son contrastados con una experiencia de invernadero mediante 39 suelos, durante 6 semanas y empleando sorgo (STANFORD y col. 1973) se observa que hay correlación entre la cantidad de nitrógeno asimilada por las plantas, el N-mineral inicial del suelo y el N que se mineraliza durante el cultivo.

Estudiando la influencia de la temperatura sobre la constante de mineralización K , se llega a la conclusión de que el valor de ésta se duplica por cada 10°C de aumento de temperatura entre 5 y 35°C (STANFORD y col. 1972, 1975). Por tanto, la relación entre la mineralización y la temperatura no es lineal. Sin embargo, a una temperatura dada la constante K no es significativamente

diferente para diversos tipos de suelo.

Estudios posteriores (STANFORD y col. 1974, 1976 y STANFORD, 1977) ponen de manifiesto que N_0 puede determinarse en el laboratorio mediante incubaciones de corta duración (3-4 semanas). Según esto, determina en 275 suelos la recta de regresión de N_0 sobre N_i :

$$N_0 = 4.1 (\pm 1.0) N_i + 6.6 \quad (n = 275 \text{ y } r = 0.87)$$

SMITH y col (1977), determinan la constante de mineralización K_t para una determinada temperatura y la extrapolan en función de las temperaturas observadas ó bien esperadas, considerando que Q_{10} está proxima a 2. Esta constante K_t está corregida en función de la humedad por el factor K_h que vale 1 en condiciones óptimas (0.33-0.1 bar) y disminuye linealmente cuando la humedad relativa disminuye. BATH y col. (1980), hacen una aproximación de estas hipótesis, aplicando un modelo matemático para su cálculo.

SMITH y col. (1980) aplican tres métodos de cálculo diferentes (regresión, mínimos cuadrados y logaritmos de transformaciones de mínimos cuadrados) a las mismas ecuaciones empleadas por STANFORD (1972) y observa que los valores de K y N_0 varían en función del método aplicado y afirman que lo mejor es emplear el método de los mínimos cuadrados, ya que la desviación es mínima y calcula N_0 y K a partir de la suma de los cuadrados de las desviaciones:

$$\sum di^2 = \sum [N_t - N_0 (1 - \exp(-Kt_i))]^2 \quad (6)$$

Evidentemente, la determinación de la constante de mineralización es un proceso complicado y su aplicación práctica difícil, si bien facilita la determinación de la época de aplicación del lodo residual en función del cultivo permite escoger un cultivo para una mejor utilización del N-orgánico. (CHAUSSOD, 1982)

Otros autores (PRATT y col. 1973, 1976; POWERS y col. 1975; MATHERS y col. 1976) proponen determinar el N-potencialmente mineralizable de residuos orgánicos aplicados al suelo mediante series decrecientes. Estas se determinan empleando experiencias intensivas de campo y junto con hipótesis de descomposición, que permiten conocer tanto la mineralización anual de un determinado residuo en el suelo como la cantidad necesaria a aportar anualmente para mantener un nivel constante de mineralización durante 20 años. Para un estiércol con 2.5% de nitrógeno, PRATT y col. (1973) proponen una serie de mineralización de 0.35, 0.10, 0.05, 0.05 para años consecutivos. Según REDDY y col (1979) estas series no son válidas para predecir la cantidad de N-inorgánico asimilable a corto plazo (menos de un año) ni las pérdidas ocasionadas por fenómenos meteorológicos antes de la estabilización del residuo, ni tampoco puede aplicarse a residuos que no hayan sido previamente estudiados.

REDDY y col. (1979 y 1980) desarrollan un modelo sencillo que describe la acumulación de nitrato en aquellos suelos que son fertilizados con estiércol o residuos vegetales, para ello estudian independientemente la mineralización potencial de la materia orgánica del suelo (según STANFORD y col. 1972), la del N-orgánico

del residuo (en función de su relación C/N) y determina la constante de mineralización K (día^{-1}) a partir de la siguiente ecuación :

$$\text{NO}_3(t) = (\text{NX} + \text{NS}) \cdot [1 - \exp(-Kt)] \quad (7)$$

donde NX y NS son las cantidades de N-potencialmente mineralizable por unidad de suelo para el residuo orgánico aplicado y N-orgánico del suelo respectivamente a un tiempo t (días). Da una serie de valores de K para diferentes tipos de residuos, así recopila algunos coeficientes de corrección que deben emplearse para calcular K en función de la temperatura, humedad, pH y método de aplicación del residuo.

Otros autores (RICHTER y col. 1980) proponen modelos combinados de mineralización y transporte de N-mineral en el suelo. También se han propuesto modelos que tienen en cuenta las diferentes fracciones de la materia orgánica (BEECK y col. 1973; HAGIC y col. 1974; VAN VEEN y col. 1976).

Estos modelos que permiten calcular y predecir la mineralización potencial del nitrógeno del suelo en función del tiempo han sido contrastados con experiencias de campo (STANFORD y col. 1973, 1974; MARY y col 1979; MAGDOFF y col 1980) y se observa, que existe correlación entre la cantidad de N-potencialmente mineralizable y la de N-mineralizada en un tiempo determinado y para un tipo de suelo.

6.3.- METODOS EXPERIMENTALES Y CONDICIONES PARA LA DETERMINACION DE LA MINERALIZACION POTENCIAL.

6.3.1.- Nitrógeno orgánico del suelo.

Se han propuesto diferentes métodos experimentales químicos y biológicos para determinar un índice de la disponibilidad del nitrógeno orgánico en suelos (BREMNER, 1965; KEENEY, 1980).

Los métodos químicos se basan en la determinación del $N-NH_4$, $N-NO_3^-$ o el N-total liberado mediante el tratamiento de una muestra de suelo con diferentes reactivos químicos (ácido sulfúrico, ácido clorhídrico, agua destilada, solución alcalina de permanganato potásico, solución de bicarbonato sódico, solución de cloruro potásico) durante un determinado período de tiempo y a distintas temperaturas según los autores (BREMNER, 1965; KEENEY y col. 1966; STANFORD y col. 1976; ØIEN y col. 1980).

Los métodos químicos, a pesar de que suelen ser mas rápidos y en general mas precisos que los biológicos, presentan una desventaja importante y es la dificultad que existe en encontrar un reactivo químico capaz de simular la actividad de los microorganismos del suelo.

Los métodos biológicos consisten en la determinación del nitrógeno inorgánico producido por incubación de una muestra de suelo durante un tiempo determinado y en condiciones de temperatura, humedad y aireación adecuadas para que se produzca la mineralización del nitrógeno del suelo. Son los métodos mas utilizados para va-

lorar la capacidad del suelo para suministrar nitrógeno en forma disponible a los cultivos. Muchos autores confirman que mediante esta técnica puede determinarse un índice de mineralización del nitrógeno del suelo y en "Methods of Soil Analysis" (1965) se resumen varios en sayos de incubación realizados por distintos autores, con diferentes tipos de suelo y en condiciones diversas.

Se han utilizado numerosas técnicas de incubación para obtener un índice de la disponibilidad del nitrógeno del suelo. Las diferencias fundamentales entre ellas se refieren a las condiciones de la incubación propiamente dichas: humedad, temperatura, aireación, adición de acondicionadores físicos y/o químicos, tiempo de incubación, método de valoración del N-inorgánico producido etc.

Entre los métodos de incubación mas utilizados están aquellos en que la muestra de suelo se somete a percolaciones sucesivas con agua, durante la incubación, y se determina la cantidad de nitratos producida. En este caso, la muestra se suele mezclar con arena o vermiculita para mejorar sus características físicas y se eliminan por lavado los nitratos presentes inicialmente. El exceso de agua se elimina por succión, la muestra se incubaba (generalmente a una temperatura entre 25 y 35°C y durante una o dos semanas) y se determina la cantidad de nitratos en el percolado.

El método es sencillo y rápido, no obstante hay que tener en cuenta una serie de consideraciones respecto a este método que sólo valora la nitrificación, como son: el percolado suele ser turbio y no siempre apto pa-

ra análisis colorimétricos, puede dar resultados altos si el suelo contiene inicialmente una elevada concentración de amonio (debido a que el amonio no se elimina por lavado y luego se transforma en nitrato durante la incubación), la vermiculita tiene capacidad para fijar NH_3 de la atmósfera y si se utiliza sin un tratamiento previo para destruir esta capacidad puede repercutir en los resultados, además en algunos suelos no se puede ajustar el contenido en agua por succión.

Los defectos del método en que sólo se determina la producción de nitratos han sido analizados por diferentes autores (TIMMONS y col. 1961; EAGLE, 1961; GASSER, 1961a; CUNNINGHAM, 1962) llegando a la conclusión de que es obvio que se tiene que determinar también el contenido en amonio. La necesidad de valorar los nitritos no es tan clara, puesto que la cantidad que se produce no suele ser suficiente como para justificar su determinación.

Para poder determinar las diferentes formas nitrogenadas liberadas a lo largo del período de incubación, se utiliza una variante del método antes citado de incubación y posterior percolación. Consiste en incubar la muestra a 30°C durante un período de 1-2 semanas, pasadas las cuáles se determina el contenido en N-NO_2^- , N-NO_3^- y N-NH_4^+ en un extracto con KCl 2N. de la muestra.

La incubación puede realizarse en unas condiciones tales que permitan una aireación adecuada de la muestra sin que haya pérdidas de agua por evaporación (incubación aerobia) o bien con muestra saturada de agua (incubación anaerobia).

WARING y BREMNER (1964a) hallaron una relación muy

estrecha entre la cantidad de N-amoniaco producida por incubación de suelos en condiciones anaerobias y la cantidad de N-(amoniaco + nítrico + nitroso) producida en condiciones aerobias. La incubación anaerobia tiene las ventajas de que sólo hay que valorar el $N-NH_4$, no se necesita control de humedad y aireación y permite temperaturas más elevadas. Esto ha sido confirmado recientemente (KEENEY, 1980). Sin embargo, las ventajas no son tan importantes como para suplir a la incubación aerobia.

En la mayoría de técnicas de incubación se intenta encontrar las condiciones idóneas para una óptima mineralización. En general se determina el nitrógeno mineralizable en suelos a temperaturas entre 25 y 35°C. La aireación no es problema si la muestra contiene la cantidad de agua adecuada para una nitrificación óptima y si no hay una pérdida por evaporación significativa. Se ha encontrado que existe una nitrificación máxima cuando el potencial hídrico de la muestra está entre 0.1 y 0.5 atmósferas (STANFORD y EPSTEIN, 1974).

Hay que tener en cuenta también la preparación de las muestras antes de la incubación. Diferentes autores han observado que mediante el secado al aire de las muestras se obtienen valores de N-mineralizable superiores (BIRCH, 1960; GASSER, 1961; EAGLE, 1961; CUNNINGHAM, 1962), y piensan que se debe en gran parte a la capacidad que tiene el suelo seco al aire de absorber NH_3 de la atmósfera. También se ha encontrado que los valores de N-mineralizable aumentan con el tiempo de almacenamiento de las muestras secas al aire (LANDRAU, 1953; ACHARYA y col. 1955; BIRCH, 1960; CUNNINGHAM, 1962). Por el contra

rio, HARPSTEAD y BRAGE (1958) observaron que suelos secos al aire y almacenados por un período inferior a nueve semanas, daban valores de nitratos inferiores que las muestras húmedas.

Otro aspecto a considerar es el tamaño de la muestra sometida a incubación. HAGIN y HALEVY (1961) indican que el tamaño de las partículas del suelo tiene poca importancia. Sin embargo WARING y BREMNER (1964b) demostraron que, si se tritura el suelo, los microorganismos tienen mayor acceso a la materia orgánica del mismo y la cantidad de N-mineralizada aumenta.

6.3.2.- Nitrógeno orgánico procedente de lodos residuales.

Para una utilización agrícola óptima de los lodos residuales es necesario conocer la evolución en el suelo del nitrógeno orgánico que contienen. La velocidad de mineralización del N-orgánico y la cantidad de N-mineral formado están condicionadas por diversos factores, unos inherentes al lodo (naturaleza, composición química) y otros, mas generales, que son las condiciones del medio (temperatura, humedad etc.)

El método experimental mas utilizado para evaluar la mineralización potencial del nitrógeno del lodo aportado al suelo, es el de incubación, valorando el N-mineral formado durante la misma. Las condiciones de temperatura, humedad y duración de la incubación varían según el criterio de diversos autores y en las tablas adjuntas se

TABLA 16.- Condiciones de incubación utilizadas para la valoración de la tasa de mineralización del nitrógeno en suelos con aporte de residuos orgánicos.

Material incubado	Dosis de aporte	Humedad	Temperatura	Duración	Tasa de mineralización	Observaciones	Referencia
elo(pH=7.6; O.=4%; Text. anco-limosa) 6 lodos anaerobios con distinto tratamiento químico.	12 mg de N-total/30g suelo-arena	0.3 Bar Percolación	23°C	31 sem.	17-30% del N aportado	La producción de NO ₃ no está relacionada con el tratamiento químico del lodo.	BEAUCHAMP y col.(1973)
elo (C/N:7) lodos con distinto tratamiento.	500Kg de N-Kjeldahl.ha ⁻¹	30% de la capacidad de retenc.	3,20 y 28°C.	3 sem.	Lodos activados o con dig. aerobia:25-40 % del N-aportado. Lodos tratados termicam. bloqueo del N.	La nitrificación aumenta con la temperatura. Clasificación de lodos en fácil (ricos en N) y difícilmente(bajo contenido en N) mineralizables.	CHAUSSOD y col.(1977)
elo(pH=7.3, N=7.3; cilla=18.9%, mo=36.5%, ena=44.6%) lodos con distinto tratamiento.	200 mg N.Kg ⁻¹	30% de la capacidad de retenc.	3,20 y 28°C.	6 meses	A 20°C: Anaer:40% del N-aportado en 2 meses (50% en 6 meses). Aer:30% en 2 meses, 40% en 6 meses.	Los lodos mas estabilizados son menos sensibles a la variación de temperatura. Correlación alt. significativa entre el N-mineralizado en 56 días a 20°C y el N-Kjeldahl de los lodos.	CHAUSSOD y col.(1978)
elo(pH=6.3 N=8, textura anco-limosa) lodo (L) Anaer. elo+(L)comstado(C).	454, 907 y 1,314 KgN.ha ⁻¹	0.66 bar Percolación	35°C.	15 sem.	L.no dig:36.2 -46% del N-org. aportado. L.dig:40-42% C.no dig:4-5% C.dig:7-9.3%	Independientemente de la dosis aportada, la tasa de mineralización es constante excepto para el lodo no digerido.	SPSTEIN y col.(1973)
elo(pH=6, xtura:franco enosa)+lodo q.anaerotio superficie(S) incorporado(I).	2.5cm de lodo líq.	19% de la capacidad de campo	22°C.	18 sem.	(S):22% del N-aportado. (I):38%.	Pérdidas de N-gas: 16-22% del N-aportado para (I) y 21-36% para (S).	KING y col.(1973)
elo(pH=6.3, N=11, textura anco-arenosa) lodo aerobio (E) y anaerobio (ANAE).	150, 300 y 600ppm de N-org.	Lavado inicial y sucesivo para extraer N-inorgánico.	17°C.	13 sem.	(AE):36.1-60.8 % del N-org. a portado. (ANAE):13.7-25.2%.	En ambos casos la tasa no es proporcional a la dosis aportada.	MAGDOFF y col.(1977)
elo(pH=6.3 N=12.5, tex. anco-arenosa) lodo.	De 57 a 457 Kg N ₄ .ha ⁻¹ .	50% de la capacidad de retenc.	30°C.	8 sem.	Invers.proporc. a la dosis. Nitrificación completa a dosis bajas.	Dosis superiores inhiben temporalmente la nitrif. NH ₄ volatilizado: 6-13% del N-aportado.	PREMI y col.(1969a)

TABLA 16.- Continuación.

Material cubado	Dosis de aporte	Humedad	Temperatura	Duración	Tasa de mineralización	Observaciones	Referencia
lo(pH=5.9 =28.5, Text. nco-arenosa) do anaerobio.	De 47 a 1880 ppm N	50% de la capacidad de retenc.	23± 38°C.	16 sem.	4-48% del N- org.aportado. (Invers.prop. a la dosis)	NH ₃ volatilizado <1% del N-apor- tado.	RYAN y col.(1973)
uelos# =4.5-6.4, =6.4-17.3, .%=7.2-90.3, %:7.1-76.4, %:1.2-24.2) odos #.	22.4- 39.6 Tm ⁻¹ lodo.ha ⁻¹ .	1/3 atm. Percolación	22°C.	376 días	63-88% del N- aportado (Ae) 0-11% del N- aportado(Anae.) (Posible des nitrificación)	NH ₃ volatilizado <1% del N-apor- tado.Las propie- dades del suelo no afectan la descomposición del lodo, y é- sta depende del tipo de lodo.	SOMMERS y col.(1979)
uelos# 4;5.7;3.3 :25;7.5;4 .%=97.1; 4;9.5 .%=1.4; 3;47.5 .%=1.5; 3; 43.0 do compost.	2; 4 y 6% sms.	0.33 bar	22°C.	54 días	6% del N del lodo compost,	Volatilización del NH ₃ mínima (<0.04% del N- aportado).	TESTER y col.(1977)
lo(pH=4.3; =35.0;text. no-francosa) odo compos- o.	39.6 Tm ⁻¹ lodo.ha ⁻¹ sms.	0.33 bar	25°C.	45 días	3-13%del N- total.Inver. propor. a la rel.C/N del lodo compost.	N perdido por volatilización del NH ₃ : 2%.	TESTER y col.(1979)
lo(pH=6.6; =14.2;text. nco-arenosa) odos(≠conc en tales pesados.	1; 4 y ₋₁ 16mg.g	30% de la capacidad de campo	30°C.	6 sem.	---	Concentración elevada en me- tales pesados inhibe la ni- trificación.	WILSON (1978)
lo(pH=4.3; =17.6; .%=44.1; l.%=52.6; :.%= 3.3)+ siduo industr.	1; 2.5 y 5 %	1/3 bar Percolación	35°C.	24 sem.	55-95% del N- org.aportado	En la semana 2 ya se había liberado un 50% del N-min. total final.	WRIGHT y col.(1978)
lo(pH=5.7; =13.4) + lo pulve- zado.	2 y 5%	Variable (0-7ml/ 10g.suelo)	30°C.	5 sem.	---	Un 5% de lodo retarda la ni- trificación. Un contenido en agua eleva- do disminuye la oxidación de NO ₂ a NO ₃ , origiñando una acumulación de nitritos.	YONEYAMA y col.(1978)

resumen diversas experiencias realizadas al respecto, así como se detallan para cada caso las condiciones de trabajo y la tasa de mineralización. (Tabla 16).

Estos ensayos de incubación en el laboratorio permiten hacer una aproximación bastante precisa de la mineralización potencial, ya que las condiciones de temperatura y humedad, además de poder elegir las óptimas, son controlables. Sin embargo, no tienen en cuenta el efecto que sobre la mineralización pueden ejercer los vegetales al ir absorbiendo N-mineral y por consiguiente disminuir la concentración de nitrato en el suelo que se está incubando si no se somete a percolaciones sucesivas.

Al observar los resultados expuestos en la tabla citada (16), se puede ver que existe una gran diversidad entre ellos, lo cual es lógico ya que las condiciones experimentales (temperatura y humedad) y duración de la incubación son diversas.

Hay que tener en cuenta además que, debido a la heterogeneidad de los lodos, su respuesta será diferente e incluso, a partir de lodos obtenidos por el mismo proceso estabilizador, los resultados serán diferentes en función de las condiciones experimentales y del origen del lodo.

La forma de aplicación del lodo al suelo es otro factor a considerar. Se han observado resultados distintos si el lodo se aplica en superficie o si se incorpora al suelo.

Por tanto, si se consideran todas las variables

que inciden en los procesos de mineralización, cabe esperar resultados diversos para cada lodo en particular y bajo unas condiciones determinadas.

7.- ESTUDIO SOBRE LA MINERALIZACION DEL NITROGENO DE LODOS
RESIDUALES EN EL SUELO : CONCLUSIONES BIBLIOGRAFICAS.

En este apartado se resumen las principales ideas consideradas anteriormente sobre la problemática inherente a la mineralización del N de lodos residuales en el suelo. Para ello se tratarán los siguientes aspectos:

- Eficacia nitrogenada de los lodos residuales.
- Mineralización real.
- N-mineralizable.

7.1.- EFICACIA NITROGENADA DE LODOS RESIDUALES.

Los métodos mas utilizados para valorar la eficacia del N de lodos residuales, consisten en ensayos de campo o de invernadero y la eficacia se estima comparando el rendimiento obtenido con el que se obtiene mediante el nitrato amónico.

Para COKER (1966) la eficacia de un lodo anaerobio, respecto al nitrato amónico, es próxima al 25%, mientras que SOON y col. (1978) indican que ésta es del 50%.

FURRER (1979) considera, para lodos de distinta naturaleza, que la eficacia aumenta con la cantidad de $N-NH_4$ y disminuye a medida que aumentan la relación C/N y el contenido en materia seca.

El proceso de secado del lodo puede condicionar su

eficacia según LARSEN (1979), para quien un lodo anaerobio secado en eras tiene una eficacia del 30%, mientras que deshidratado por centrifugación, tan sólo del 15%.

La eficacia del lodo es función de la composición del agua residual y del tratamiento a que se someta tanto el agua residual como el lodo. Depende también de las condiciones en que se efectúen las experiencias biológicas para su valoración.

7.2.- MINERALIZACION REAL.

La determinación de la mineralización real presupone hacer un balance completo del N del suelo, lo cuál es practicamente imposible si no se recurre a técnicas isotópicas.

No obstante, algunos autores (PRATT y col.1973; STEWART y col.1975; KELLING y col.1977; SOON y col.1978; FURRER 1979; FURRER y col.1979; LARSEN, 1979) han expresado recientemente la mineralización real del lodo a partir de la determinación del N-inorgánico que se forma en el suelo por aporte de estos materiales.

Para PRATT y col. (1973) el 35% del N-total de un lodo anaerobio se mineraliza en el suelo durante el primer año; un 10% del N-residual, el segundo y el 5% del restante durante el tercer año y para FURRER y col.(1979) este porcentaje oscila entre el 25 y el 32% del N-orgánico del lodo, en una experiencia de invernadero.

KEENEY y col.(1975) indican que el primer año se mineraliza un 15% del N-orgánico y en los años sucesivos se mine-

ralizará respectivamente el 6, 4 y 2% del N-residual.

Sin embargo, ninguno de estos autores hace referencia al porcentaje de mineralización relacionado con la dosis de aporte de lodo.

7.3.- NITROGENO MINERALIZABLE.

Para determinar el N-potencialmente mineralizable de lodos residuales en el suelo se toma como punto de referencia las bases existentes sobre la mineralización del N-orgánico endógeno del suelo, establecidas por STANFORD.

El N-potencialmente mineralizable se deduce del N-mineralizado en sucesivas incubaciones que pueden realizarse en condiciones diversas según los diferentes autores (tabla 16).

Se han propuesto distintos métodos de cálculo (STANFORD, 1972, 1974 y 1977; REDDY y col. 1979; SMITH y col. 1980) para estimar el valor del N-potencialmente mineralizable a partir de los resultados de las incubaciones.

Los resultados obtenidos de estas experiencias de incubación son muy diversos debido a la heterogeneidad de los lodos y a las condiciones experimentales y en la tabla 16 se indica la tasa de mineralización obtenida por diversos autores empleando distintos lodos.

Si bien algunos autores han relacionado el N-liberado por el suelo mediante diferentes extractantes químicos con el N-mineralizado biologicamente, los resultados no han sido satisfactorios para CHAUSSOD (1979) que empleó KMnO_4

alcalino ó MgSO_4 0.02 M. en autoclave como extractantes pa
ra muestras de suelo-lodo.

II. OBJETIVOS

II.- OBJETIVOS.

La utilización agrícola de los lodos procedentes de depuradoras de aguas residuales está considerada, en la mayor parte de los casos, como el modo más racional de deshacerse de estos residuos ricos en materia orgánica, nitrógeno y fósforo.

Sin embargo, la dificultad de utilizarlos como fertilizantes orgánicos nitrogenados viene determinada principalmente por la variabilidad del contenido en nitrógeno de los lodos obtenidos mediante tecnologías diferentes y, en menor grado, del lodo procedente de la misma depuradora en función del momento de la toma de muestras.

Por tanto, en la primera fase de este trabajo se han estudiado las diversas formas nitrogenadas, así como la variación estacional de diferentes lodos en función del proceso de purador y de la época del año. Esto, junto con el estudio de las características fisico-químicas, químicas y físicas de los mencionados lodos (SOLIVA y col.1982), ha permitido elegir dos lodos con distinto tratamiento para llevar a cabo lo que realmente eran los objetivos de este trabajo.

Teniendo en cuenta que la mayor parte del nitrógeno de los lodos es N-orgánico y además que el N es uno de los parámetros que se suele utilizar para determinar la cantidad de lodo a aportar al suelo, el primer objetivo ha sido evaluar la tasa de mineralización del N-orgánico del lodo al aplicarlo a dos suelos de características diferentes. Para ello se han efectuado: experiencias de laboratorio y de campo.

Las experiencias de laboratorio se han llevado a cabo mediante dos lodos obtenidos por distinto tratamiento, uno aerobio y otro anaerobio y empleando diferentes métodos (biológicos y químico) para evaluar el N-orgánico mineralizable.

La diferencia fundamental entre los dos métodos biológicos utilizados estriba en que: en uno, el N-mineralizado se elimina periódicamente durante el transcurso de la incubación, con el fin de simular el efecto de los vegetales al absorber el N-inorgánico y, en el otro, se determina el N-mineralizado acumulado durante distintos períodos de tiempo.

El primer método biológico citado ha permitido también determinar el N-potencialmente mineralizable y el coeficiente de mineralización (día^{-1}).

Los métodos químicos, en general, son totalmente diferentes de los biológicos, en el sentido de que no se ajustan estrictamente a la realidad. Pero a pesar de que hasta el momento no se hayan obtenido resultados satisfactorios para la valoración del N-mineralizable de suelos con aporte de lodos, por ser métodos rápidos se ha creído conveniente ensayar el propuesto para suelos por ØIEN y col.(1980), porque existe buena correlación entre el N-liberado por este método y el N-mineralizado por incubación aerobia en un período de dos semanas. Además, la fracción de N-movilizable mediante este método puede ser comparable a la que se mineralizará en condiciones de campo.

Las experiencias de campo se han realizado tan sólo con lodo obtenido por estabilización aerobia por dos razones: la primera debido a que casi la totalidad de las depuradoras

de Catalunya tienen un proceso estabilizador aerobio y, la segunda, porque se creyó conveniente abordar la problemática de los lodos aerobios ya que la mayoría de las experiencias de campo efectuadas hasta el momento con lodos residuales se han realizado empleando lodos digeridos en anaerobiosis.

En los dos suelos fertilizados con distintas dosis de lodo se sembró Hordeum vulgare (Var. HOP) para valorar la eficacia del lodo como fertilizante nitrogenado y determinar la tasa de mineralización real.

Conocida la tasa de mineralización por cada uno de los ensayos por separado, el segundo objetivo ha sido ver la relación que hay entre ellos, es decir, entre la mineralización acelerada en condiciones de laboratorio y la real en condiciones naturales, para que, mediante una experiencia de laboratorio relativamente corta, se pueda prever la cantidad de N-orgánico que se mineralizará en el campo para un determinado tipo de suelo.

Como consecuencia se podrá establecer para unas condiciones climatológicas determinadas y los suelos estudiados, la dosis de lodo necesaria y suficiente para un adecuado desarrollo vegetal, minimizando los efectos negativos que sobre el medio ambiente pueda ocasionar una dosis excesiva. Además se contribuirá a la reutilización de los lodos residuales, cuya eliminación es cada vez más problemática.

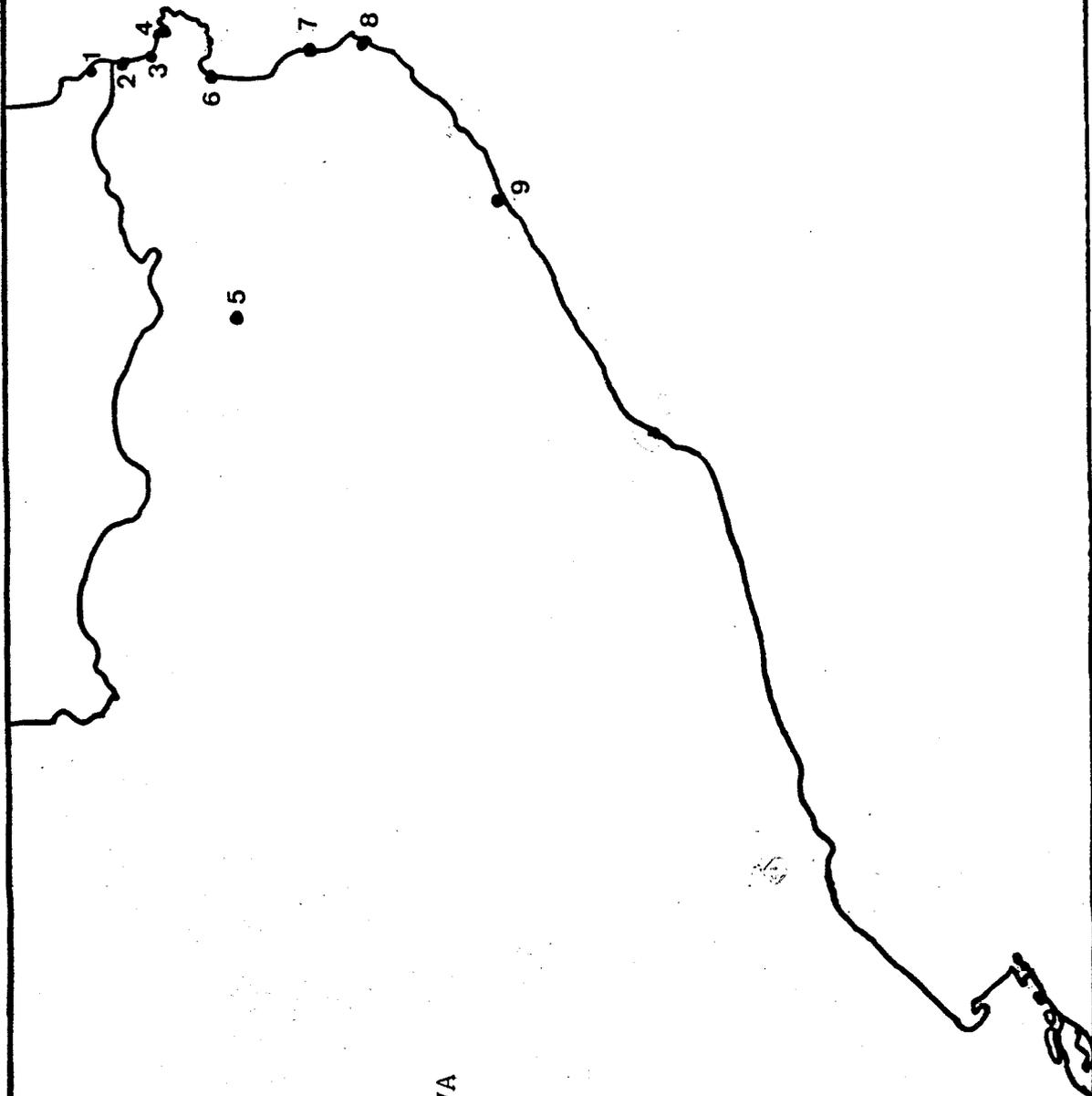
III. MATERIAL Y METODOS

1.- DETERMINACION DE LAS DIFERENTES FORMAS DE NITROGENO
EN LODOS RESIDUALES Y SU VARIACION ESTACIONAL.

Los lodos estudiados proceden de 14 estaciones depuradoras cuya situación geográfica se indica en la figura 5 y sus características se detallan en la tabla 17.

En la tabla 18 se describen algunas características de los lodos, obtenidas por observación directa de los mismos; éstas son: color, determinado mediante el código Munsell; olor, cuya intensidad ha sido medida de cero a cinco por cinco testigos; aspecto físico y, por último, granulometría y homogeneidad.

El muestreo de los lodos se efectuó a intervalos de dos meses durante un año y se determinaron las formas nitrogenadas siguientes: N-total, N-hidrolizable, N-NO₃, N-NO₂ y N-NH₄ intercambiable.



- 1 - PORT BOU
- 2 - COLERA
- 3 - LLANCA
- 4 - PORT DE LA SELVA
- 5 - OLOT
- 6 - ROSES
- 7 - ESTARTIT
- 8 - BEGUR
- 9 - BLANES

FIGURA 7.- Situación geográfica de las plantas depuradoras.

<u>Referencia del lodo</u>	<u>Localización</u>	<u>Origen del agua residual</u>	<u>Estabilización</u>	<u>Acondicionamiento</u>	<u>Secado</u>
BA	Bagur	Mixto ⁺	Aerobia	--	Eras
BL	Blanes	Mixto	Aerobia	CaO-FeCl ₃	Filtración
CO	Colera	Doméstico	Aerobia	--	Eras
ES	Estarti.	Mixto	Aerobia	--	Eras
LL	Llançà	Mixto	Aerobia	--	Eras
MA	Mallorca(S. Jordi)	Mixto	Aerobia	--	Eras
MU	Murcia(Rincón de Beniscornia)	Mixto	Anaerobia	--	Eras
OL	Olot	Mixto	Aerobia	--	Eras
OV	Oviedo	Mixto	Anaerobia	CaO-FeCl ₃	Filtración
PA	Palencia	Mixto	Anaerobia	--	Eras
PB	Portbou	Doméstico	Aerobia	--	Eras
PS	Port de la Selva	Mixto	Aerobia	--	Eras
RO	Rosas	Mixto	Aerobia	--	Eras
TH	Torras Hostench	Ind. papel.		Polielectrol.	--

+ Origen doméstico e industrial

TABLA 17.- Características de las estaciones depuradoras.

Referencia	Color	Olor	Aspecto físico	Granulometría-Homogeneidad
BA	10 Y R(4-2/3-1)	0 a 2	Bien estructurado Grumoso	Homogéneo. Presencia de algunas partículas de grava y arena.
BL	10 Y R(5-3/6-3)	2	Consistencia plástica	Homogéneo. Fracción fina
CO	10 Y R 3/2	1 a 3	Bien estructurado, capas de 1.5 a 3 cm de espesor	Homogéneo
ES	10 Y R 3/2	1	Bien estructurado, grumoso, capas de 1 a 3 cm de espesor	Homogéneo. Alternancia de fracción fina y gruesa
LL	10 Y R(4-2/2-1)	0 a 1	Bien estructurado, capas de 0.5 a 2 cm de espesor	Homogéneo. Alternancia de fracción fina y gruesa
MA	10 Y R 4/1	0 a 1	Seco. Grumoso	Homogéneo. Presencia ocasional de grava
MU	10 Y R(5-2/3+1)	1 a 2	Bien estructurado	Homogéneo. Abundancia de fracción fina
OL	10 Y R 3/2	1 a 2	Bastante bien estructurado	Homogéneo. Presencia de fracción fina y gruesa. Presencia ocasional de pelos de origen animal. Homogéneo. Fracción fina.
OV	10 Y R(6-4/4-2)	2 a 4	Consistencia plástica	Homogéneo. Fracción fina
PA	10 Y R 2/1	2 a 3	Plástico y cuarteado	Homogéneo. Fracción fina
PB	10 Y R 3/2	1 a 4	Pastoso y plástico o seco y bien estructurado	Homogéneo. Domina fracción fina.
PS	10 Y R 2/2	0 a 4	Seco. Láminas de 0.8 a 1.5 cm. Á veces grumoso	Homogéneo. (Ocasionalmente no) Alternancia de fracción fina y gruesa
RO	10 Y R(4-2/2-1)	1	Seco, grumoso bien estructurado	Homogéneo. Presencia de partículas de grava gruesa.
TH	10 Y R(6/2-1)	1	Plástico, capas finas 0.5 a 0.8 cm de espesor (Ocasionalmente 2-5cm)	Homogéneo. Fracción fina

TABLA 18.- Características de los lodos estudiados (Observaciones efectuadas durante un año).

2.- NITROGENO MINERALIZABLE : EXPERIENCIAS DE LABORATORIO.

2.1.- MATERIALES.

2.1.1.- Lodos residuales.

En función de los resultados del estudio previo descrito en el apartado anterior, para la determinación del nitrógeno mineralizable se seleccionaron dos lodos residuales obtenidos mediante diferentes sistemas de estabilización:

ESTARTIT (ES) - Estabilización aerobia (AE)

PALENCIA (PA) - Estabilización anaerobia (ANAE)

En la tabla 17 se detallan las características del tratamiento depurador que han sufrido estos lodos, en la tabla 18 se describen algunas de sus características organolépticas y en la tabla 19 se indica su composición química y propiedades físicas y físico-químicas.

2.1.2.- Suelos.-

Las muestras de suelo corresponden a horizontes Ap de dos suelos de la región catalana, de características distintas, que por tener un grado de acidez marcadamente diferente denominamos suelo ácido (A) y suelo básico (B).

El suelo ácido (A) corresponde a un Regosol dístico (FAO), Xerofluvent (Soil Taxonomy), que está situado en la comarca del Maresme, término municipal de Tordera (Gerona); el suelo básico (B), corresponde a un Regosol calcáreo (FAO),

LA 19.- Composición química y propiedades físico-químicas y físicas de los lodos residuales.

	<u>ESTARIT (AE)</u>	<u>PALENCIA (ANAE)</u>
l. % (1)	50.52	26.45
otal % (2)	3.50	2.27
H ₄ % (3)	0.40	0.06
IO ₃ ppm (4)	70.69	43.51
r	8.37	6.75
) ₅ total % (5)	3.86	1.38
) total % (6)	0.30	1.10
total % (7)	9.24	6.07
total % (7)	0.46	0.22
total % (6)	0.46	0.09
ppm (7)	4	4
ppm (7)	35	25
ppm (7)	123	1954
% (7)	0.97	0.51
ppm (7)	1307	71
ppm (7)	37	76
ppm (7)	177	284
ppm (7)	816	475
(H ₂ O) (8)	7.10	7.60
nductividad mmhos/cm (8)	4.40	0.80
I.C. meq/100g (9)	38.61	48.66
ena % (10)	46.17	47.66
mo % (10)	30.17	22.83
cilla % (10)	23.67	29.50
nsidad aparente g/cc (11)	0.32	0.54
nsidad real g/cc (12)	1.92	2.26
rosidad total %	82.80	76.27

- 1) Calcinación a 560°C.
- 2) Método semimicro-Kjeldahl.
- 3) Extracto KCl 2N. pH = 2.5 (1/5, p/v). Electrodo selectivo.
- 4) Extracto acuoso (1/5, p/v). Electrodo selectivo.
- 5) Disolución de cenizas en HCl 2N. y colorimetría.
- 5) Disolución de cenizas en HCl 2N. y fotometría de llama.
- 7) Digestión HNO₃ 2M. y espectrofotometría de absorción atómica.
- 8) Extracto acuoso 1/5, p/v.
- 9) Método Bascomb (BaCl₂, trietanolamina, pH = 8.1).
- 10) Previa destrucción de M.O. por calcinación.
- 11) Método del cilindro.
- 12) Método del picnómetro.

Ustifluvent (Soil Taxonomy), que está situado en la comarca del Vallés Occidental, término municipal de Caldes de Montbuy (Barcelona).

En la tabla 20 se indica su composición química y propiedades físico-químicas.

2.2.- MÉTODOS EXPERIMENTALES Y CONDICIONES.

2.2.1.- Método biológico: Incubación.

Para valorar el nitrógeno mineralizable de los lodos residuales, se prepararon mezclas homogéneas de suelo (tamizado, 2mm \emptyset) y lodo (triturado, 2 mm \emptyset). Se emplearon para ello los suelos A y B y los lodos residuales AE y ANAE. En base a obtener mezclas que tuvieran la misma cantidad de nitrógeno, se emplearon distintas proporciones de lodo.

Para saber si la ausencia inicial de microorganismos en el lodo condicionaba de alguna manera los procesos de mineralización del N-orgánico del lodo, se efectuaron tam bien mezclas de suelo y lodo esterilizado (autoclave a 1.1 atm. durante 20 minutos y tres veces).

Para cada suelo se incluyó también un control, resul tando un total de 26 muestras diferentes. En la tabla 21 se indican las diferentes mezclas de suelo-lodo empleadas así como la cantidad de lodo residual aportado a cada suelo. Las dosis de aporte se denominarán a lo largo de esta memo ria como 4, 2 y 1, puesto que son proporcionales.

BLA 20.- Composición química y propiedades fisico-químicas y físicas de los suelos.

	<u>TORDERA (A)</u>	<u>CALDES (B)</u>
O. % (1)	0.77	1.74
total % (2)	0.04	0.12
N	11.16	8.42
O ₅ asimilable ppm (3)	257	287
O asimilable ppm (4)	122	243
O asimilable ppm (5)	760	3890
O asimilable ppm (5)	55	140
H ₂ O (6)	5.64	7.81
KCl (6)	4.67	7.22
nductividad μ hos/cm (6)	20	80
I.C. meq./100 g (7)	2.84	12.50
²⁻ / ₃ % (8)	--	7.75
ena % (9)	93.51	74.85
no % (9)	3.97	10.85
cilla % (9)	2.52	14.30
nsidad real g/cc (10)	2.64	2.62
nsidad aparente g/cc (11)	1.40	1.28
rosidad total %	46.77	51.14
tención de agua volumen % (12) :		
Capacidad de campo	15.07	24.56
Punto de marchitamiento	6.34	18.40

-) Método de Walkley-Black.
-) Método semimicro-Kjeldahl.
-) Método de Osmond-Bray.
-) Extracción NH₄OAc pH = 7 y fotometría de llama.
-) Extracción NH₄OAc pH = 7 y complexometría.
-) Extracto acuoso 1/5 (p/v).
-) Método de Bascomb (BaCl₂, trietanolamina pH = 8.1).
-) Calcímetro de Bernard.
-) Método de Boyoucos.
- 0) Método del picnómetro.
- 1) Método del cilindro.
- 2) Método de Richards.

TABLA 21.- Dosis de lodo empleadas para determinar el N-mine
ralizable en las experiencias de laboratorio.

	Dosis de N($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$) aportado por el lodo		
Control A	---	---	--
A + AE			
A + AE-E	236	118	59
A + ANAE			
A + ANAE-E	248	124	62
Control B	---	---	--
B + AE			
B + AE-E	236	118	59
B + ANAE			
B + ANAE-E	248	124	62

Nomenclatura	4	2	1

(A y B : suelos, AE y ANAE: lodos, E: estéril)

Posteriormente se procedió a la incubación de las muestras, utilizando dos procedimientos diferentes:

Método A: Incubación y percolación.

Una parte alícuota de las 26 mezclas de suelo-lodo (indicadas en la tabla 21) se colocó en embudos de percolación y se incubaron a 30° C. durante 16 semanas. Inicialmente y a intervalos de una semana se percoló a tra-

vés de cada muestra la cantidad de agua necesaria para obtener una proporción 1/5 (p/v) y se ajustó la humedad a 1/10 at. por succión. En el percolado se determinaron N-NO₃ y N-NO₂.

De la misma manera se procedió con mezclas suelo-lodo en una proporción diez veces superior a la anteriormente indicada y que denominaremos 40, 20 y 10.

Método B: Incubación y extracción.

Las mencionadas mezclas suelo-lodo se colocaron en unos recipientes de plástico e incubaron en una estufa de cultivo a 30° C. Se ajustó inicialmente su humedad a la que corresponde a 1/3 atm. (según la curva de retención de agua previamente determinada por el método de RICHARDS -1949-). En cada uno de los recipientes se colocó un vial conteniendo 1 ml de H₂SO₄, 1N, para captar el amoníaco que pudiera desprenderse.

El proceso de incubación se llevó a cabo durante 16 semanas y se tomaron muestras inicialmente y a los siguientes tiempos: 1, 2, 3, 5, 8, 12 y 16 semanas; por ello de cada mezcla se prepararon siete repeticiones. Cada semana se controló la humedad de las muestras por diferencia de peso y se añadió el agua necesaria para recuperar la humedad inicial.

A cada uno de los períodos anteriormente citados, se efectuaron las determinaciones siguientes: N-NO₃, N-NO₂, N-NH₄ intercambiable y el N-NH₄ retenido por el H₂SO₄ en los viales. El N-total se determinó inicialmente y a las 16 semanas de incubación.

2.2.2.- Método químico: Extracción a 80° C.

Se efectuó una extracción a 80° C. durante 20 horas mediante KCl, 2N, pH=2.5 (método ØIEN y SELMER OLSEN, 1980) y otra con agua destilada, de cada una de las mezclas suelo-lodo indicadas en la tabla 21 a excepción de la mezcla con lodo estéril. En ambos casos la extracción se efectuó en la proporción 1/5 (p/v), previa filtración se determinó el N-NH₄ de extracto KCl y el N-NO₃ y N-NO₂ del extracto acuoso.

De la misma manera se procedió con mezclas suelo-lodo en una proporción diez veces superior a la indicada en la tabla 21 y que denominaremos 40, 20 y 10.

3.- MINERALIZACION REAL DEL NITROGENO: EXPERIENCIAS DE CAMPO.

3.1.- MATERIALES.

Para tal fin se efectuaron experiencias de campo, que se llevaron a cabo con los suelos A y B que se han descrito en el apartado anterior. En la tabla 20 se ha indicado la composición química y las propiedades físicas y fisico-químicas de ambos suelos.

En la tabla 22 se indica la situación, altura, características meteorológicas de la zona en donde están ubicados ambos suelos, así como sus regímenes térmico e hídrico (LAZARO y col. 1978). Se incluye también la clasificación de ambos suelos según FAO (1974) y SOIL TAXONOMY (1975).

A lo largo del año suelen presentarse dos máximos pluviométricos: uno en primavera y otro en otoño o a principio de invierno, siendo este último el más intenso. Los datos pluviométricos que se indican en la tabla 22 corresponden a medidas de varios años consecutivos según LAZARO y col., (1978) y los regímenes hídricos son extraídos de la misma fuente. Sin embargo, el período en que se llevaron a cabo estas experiencias (año 1981) se caracterizó por ser eminentemente seco; esto se verá reflejado en alguno de los resultados de las experiencias que se comentan en esta memoria.

A los mencionados suelos, A y B, se les incorporó lodo residual AE, previamente triturado (20 mm ϕ) cuya composición química y propiedades físicas y fisico-químicas se han indicado en la tabla 19.

TABLA 22.- Situación, características meteorológicas, regímenes térmico e hídrico y clasificación de los suelos empleados.

	Suelo A	Suelo B
Localización	Tordera	Caldes de Montbuy
Altura (m)	60	200
Temperatura media anual (°C)	15.0	14.7
Pluviometría media anual (mm)	750	616
Evapotranspiración potencial (mm)	787	780
Régimen térmico	Termic	Mesic
Régimen hídrico	Xeric	Ustic
FAO	Regosol dístico	Regosol calcáreo
Soil Taxonomy	Xerofluvent	Ustifluvent

Los tratamientos efectuados son los mismos que los indicados para la determinación del N-mineralizable en el laboratorio (Tabla 21), exceptuando los de aporte de lodo estéril y se ha incluido un tratamiento con fertilizante inorgánico. Para cada tratamiento se efectuaron tres repeticiones por el método de distribución en bloques al azar, totalizando 15 parcelas de 60 m² para cada suelo.

Ya que la aplicación agrícola de los lodos se hace en función de las necesidades en substancias nitrogenadas del cultivo que se desea instaurar (aspecto ya tratado en el apartado 2.1 del capítulo I de esta memoria), la cantidad de lodo a aportar se calculó en función de su contenido en nitrógeno y en base a un aporte de 130 Kg.ha⁻¹, necesarios para

un cultivo de cebada. Se establecieron tres dosis: 20, 10 y 5 Tm lodo.ha⁻¹.

Puesto que el lodo es deficitario en potasio, se practicó un abonado adicional de potasio a los tratamientos con lodo, como sulfato potásico y en las siguientes proporciones: 80, 125 y 165 Kg.ha⁻¹ (expresado como K₂O) para las dosis de 5, 10 y 20 Tm.ha⁻¹ de lodo respectivamente.

Los bloques destinados al tratamiento con fertilizante inorgánico fueron abonados con 130:100:80 (N:P:K). En el momento de la siembra se aplicó una tercera parte del nitrógeno y en primavera el resto.

El cultivo que se instauró en todas las parcelas fue cebada (*Hordeum vulgare* var-HOP) a razón de 130 Kg de semillas.ha⁻¹

Se tomaron muestras de suelo antes y al final del cultivo, en ellas se determinaron las diferentes formas de nitrógeno. Se determinó también al final del cultivo el N-total contenido en la planta y la producción.

4.- METODOS ANALITICOS.

4.1.- PREPARACION DE LAS MUESTRAS.

Los análisis de lodo se realizaron sobre muestra triturada (\emptyset 2mm) y los de suelo sobre muestra tamizada (\emptyset 2mm). En ambos casos, para la determinación de N-NO₃, N-NO₂ y N-NH₄ intercambiable se partió de muestra húmeda y para el resto de determinaciones, de muestra desecada aire.

Los análisis de tejido vegetal se realizaron sobre muestra desecada (durante 24.h. a 65°C.) y triturada.

4.2.- ANALISIS QUIMICOS.

4.2.1.- Lodos y suelos.

- Nitratos: Se hizo un extracto acuoso 1/5 (p/v) de las muestras, agitado mecánicamente durante una hora y filtrado. En el filtrado se determinó la concentración de nitrato mediante electrodo selectivo (MYERS y col. 1968; ØIEN y col. 1969; HUNT, 1979; PEDRAZZINI y col. 1979; MILLS, 1980).

- Nitritos: La determinación de nitritos se hizo en el extracto anterior por el método de la diazotación del ácido sulfanílico y acoplamiento a N-1-naftiletildiamina (modificación del método de Griess-Ilosvay descrito por Rider y Mellon en 1946).

- Amonio intercambiable: En una parte alícuota de la muestra se hizo un extracto 1/5 con KCl 2N, agitado mecánicamente durante una hora y filtrado. Se determinó la concentración de amoníaco en el filtrado mediante electrodo selectivo (BANWART, 1972; THOMAS, 1973; SAHRAWAT, 1979; MILLS, 1980).

- Nitrógeno hidrolizable: Se efectuó un tratamiento de las muestras con H_2SO_4 del 72%, manteniéndolas en ebullición lenta y a reflujo durante cinco horas. Después de filtrar, se hizo una determinación del N-Kjeldahl contenido en el hidrolizado.

4.2.2.- Tejido vegetal.

- Nitrógeno total por el método de Kjeldahl.

5.- ESTIMACION DEL N-POTENCIALMENTE MINERALIZABLE (N_0) Y DEL COEFICIENTE DE MINERALIZACION (k).

Según STEVENSON (1965) la reacción de mineralización del nitrógeno sigue aproximadamente una cinética de primer orden, que se puede describir mediante la ecuación:

$$\frac{dN}{dt} = -kN \quad [1]$$

siendo N: concentración de substrato mineralizable, k: proporción de mineralización y t: tiempo.

Integrando desde un tiempo $t=0$ hasta el tiempo t , tenemos:

$$N_t = N_0 \cdot e^{-kt} \quad [2]$$

donde, N_0 : concentración inicial de substrato y N_t : concentración de substrato al tiempo t .

Como la concentración inicial de substrato (y por consiguiente N_t) es desconocida, se substituye mediante $N_t = (N_0 - N_m)$, donde N_m es el N-mineralizado al tiempo t . Substituyendo en la ecuación [2] tenemos:

$$N_0 - N_m = N_0 \cdot e^{-kt} \quad [3]$$

Esta ecuación se puede linealizar mediante la aplicación de logaritmos (STANFORD y col. 1972), quedando la siguiente ecuación de una recta

$$\log (N_0 - N_m) = \log N_0 - \frac{k}{2.303} \cdot t \quad [4]$$

Una transformación de este tipo nos permite trabajar con una ecuación fácil de tratar ya que mediante un cálculo relativamente sencillo se pueden calcular los coeficientes de dicha recta, y por lo tanto los parámetros que nos interesan (N_0 y k).

Sin embargo, SMITH y col. (1980) proponen la utilización de la ecuación [3] y la estimación de los parámetros N_0 y k mediante el método de los mínimos cuadrados aplicado sobre dicha función.

La elección de este segundo método viene justificada por el estudio realizado por GOLD (1977), haciendo notar que una transformación linealizante aplicando logaritmos asigna un peso mayor a los valores bajos de la variable que a los valores altos de la misma.

Como el cálculo de la regresión se realiza tomando como variable dependiente $\log(N_0 - N_m)$, el ajuste bueno dependerá sobre todo de los valores elevados de N_m (o sea, de los valores bajos de $\log(N_0 - N_m)$).

Es por ello que en el presente trabajo se ha preferido utilizar el método propuesto por SMITH y col. (1980). En él se parte de la ecuación [3] y se aplica el método de los mínimos cuadrados, que permite calcular N_0 y k de manera que el cuadrado de las desviaciones de los valores estimados a través de la ecuación y los valores reales sea mínimo.

$$\begin{aligned} \sum d_i^2 &= \sum (N_m - N_m(\text{est}))^2 = \sum (N_m - N_0(1 - e^{-kt}))^2 = \\ &= \text{mínimo.} \end{aligned}$$

Para obtener los valores de N_0 y k que minimicen es

ta expresión, ésta debe derivarse respecto a cada uno de ellos e igualar a cero.

$$\frac{d \sum d_i^2}{dN_o} = 0 \quad \frac{d \sum d_i^2}{dk} = 0 \quad [5] \text{ y } [6]$$

Operando tendremos:

$$\frac{d \sum d_i^2}{dN_o} = -2 \sum [N_{mi} - N_o (1 - e^{-kt_i})] \cdot (1 - e^{-kt_i}) = 0 \quad [7]$$

$$\frac{d \sum d_i^2}{dk} = -2 \sum [N_{mi} - N_o (1 - e^{-kt_i})] \cdot (N_o e^{-kt_i}) = 0 \quad [8]$$

Resolviendo la ecuación [7] para N_o :

$$N_o = \frac{\sum N_{mi} (1 - e^{-kt_i})}{\sum (1 - e^{-kt_i})^2} \quad [9]$$

y resolviendo la ecuación [8] para N_o :

$$N_o = \frac{\sum (N_{mi} \cdot t_i \cdot e^{-kt_i})}{\sum [(1 - e^{-kt_i}) \cdot t_i \cdot e^{-kt_i}]} \quad [10]$$

Restando las ecuaciones [9] y [10] se obtiene:

$$y = f(k) = \frac{\sum N_{mi} (1 - e^{-kt_i})}{\sum (1 - e^{-kt_i})^2} - \frac{\sum N_{mi} \cdot t_i \cdot e^{-kt_i}}{\sum (1 - e^{-kt_i}) \cdot t_i \cdot e^{-kt_i}} \quad [11]$$

Partiendo de la expresión [11] se han asignado valores a k (dentro de los límites aceptados por STANFORD, 1972 y REDDY, 1980 ; para suelos sin y con aporte de M.O.

respectivamente) hasta hallar las raíces de la función, es decir, los valores de k para los cuáles $y = f(k) = 0$. Esto se ha llevado a cabo mediante la elaboración de un programa en FORTRAN adecuado y la posterior ejecución del mismo en un ordenador. Dicho programa ha permitido además la representación gráfica (a través del "plotter") de las funciones obtenidas.

Un listado detallado del programa se indica en el cuadro 1.

