

FAO: CAPÍTULO 3. LOS FERTILIZANTES, EN CUANTO CONTAMINANTES DEL AGUA

Eutrofización de las aguas superficiales

"Eutrofización" es el enriquecimiento de las aguas superficiales con nutrientes para las plantas. Si bien la eutrofización se produce en forma natural, normalmente está asociada a fuentes antropogénicas de nutrientes. El "estado trófico" de los lagos es un concepto fundamental en la ordenación de los mismos. Significa la relación entre el estado de nutrientes en un lago y el crecimiento de la materia orgánica en el mismo. Eutrofización es el proceso de cambio de un estado trófico a otro de nivel superior por adición de nutrientes. La agricultura es uno de los factores principales de eutrofización de las aguas superficiales.

El estudio mundial más completo sobre la eutrofización es el del Programa Cooperación sobre la Eutrofización, de la Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos (OCDE), realizado en el decenio de 1970 en 18 países (Vollenweider *et al.*, 1980). La secuencia de estados tróficos desde oligotróficos (con bajo nivel de nutrientes) hasta hipertróficos (= hipereutróficos [con gran abundancia de nutrientes]), es la que puede observarse en el Cuadro 12.

Aunque tanto el nitrógeno como el fósforo contribuyen a la eutrofización, la clasificación del estado trófico normalmente se basa en el nutriente que representa una limitación. En la mayor parte de los casos, el factor de limitación es el fósforo. Si bien los efectos de la eutrofización, como las mareas de algas, son fácilmente visibles, el proceso de eutrofización es complejo y ofrece dificultades de cuantificación. No es este el lugar más indicado para proceder a un examen detenido sobre los aspectos científicos de la eutrofización. No obstante, los factores señalados en el Cuadro 13 indican los tipos de variables que deben tenerse en cuenta.

Dada la compleja interacción entre las numerosas variables que intervienen en la eutrofización, Janus y Vollenweider (1981) llegaron a la conclusión de que es imposible establecer una delimitación estricta entre las distintas clases tróficas. Por ejemplo, un lago con concentraciones totales de fósforo y clorofila-a de 10 y 2,5 mg/m³ respectivamente, puede ser clasificado en diferentes clases de eutrofización. Janus y Vollenweider calcularon que la probabilidad de que dicho lago fuese clasificado bajo diferentes clases es la siguiente:

CUADRO 12: Relación entre niveles tróficos y características de los lagos (Adaptado de Janus y Vollenweider, 1981)

Estado trófico	Materia orgánica mg/m ³	Promedio total de fósforo ¹ mg/m ³	Máximo de clorofila ¹ mg/m ³	Profundidad de Secchi ¹ m
Oligotrófico	bajo	8,0	4,2	9,9
Mesotrófico	medio	26,7	16,1	4,2
Eutrófico	alto	84,4	42,6	2,45
Hipertrófico	muy alto	750-1200		0,4-0,5

Estos valores constituyen la clasificación preliminar de la OCDE y representan la media geométrica. Profundidad de Secchi = sistema que permite medir la turbidez de la columna de agua en un lago.

CUADRO 13: Parámetros para medir y supervisar la eutrofización (Fuente: Janus y Vollenweider, 1981).

Variables resultantes		Variables determinantes
Variabilidad a corto plazo: elevada	Variabilidad a corto plazo: moderada-baja	
Biomasa de fitoplancton	Cultivos en pie de zooplancton	Cargas de nutrientes Fósforo total
Grandes grupos de algas y especies dominantes	Cultivos en pie de fauna de fondo	Ortofosfatos Nitrógeno total Nitrógeno mineral
Clorofila a y otros fitopigmentos	D P, D N, D Si epilimnético (D es la diferencia entre las concentraciones de invierno y verano)	(NO ₃ + NH ₃) Nitrógeno Kjeldahl Concentraciones de nutrientes
Partículas de carbono orgánico y N	O ₂ y D O ₂ hipolimnéticos	Igual que más arriba Sílice reactivo
Tasas diarias de producción primaria	Producción primaria anual	Otros (por ejemplo, micro-elementos)
Visibilidad del disco Secchi		

	Fósforo	Clorofila
Ultra-oligotrófico	10%	6%
Oligotrófico	63%	49%
Mesotrófico	26%	42%
Eutrófico	1%	3%
Hipertrófico	0%	0%
	100%	100%

Esto significa que de acuerdo al contenido total de fósforo (10 mg/m³), el lago tiene un 63% de probabilidad de ser clasificado como Oligotrófico y 26% de probabilidad de ser clasificado como mesotrófico.

Los síntomas y efectos de la eutrofización son los siguientes:

- ✓ Aumento de la producción y biomasa de fitoplancton, algas asociadas y macrofitas.
- ✓ Modificación de las características del hábitat debida a la transformación del conjunto de plantas acuáticas.
- ✓ Sustitución de especies ícticas deseables (por ejemplo, salmónidos en los países occidentales) por otras menos cotizadas.
- ✓ Producción de toxinas por determinadas algas.
- ✓ Aumento de los gastos de operación de los sistemas públicos de abastecimiento de agua, además de problemas de gusto y olor, especialmente durante los períodos de proliferación de algas.
- ✓ Desoxigenación del agua, especialmente al finalizar las situaciones de proliferación de algas, lo que normalmente da lugar a una mortandad de peces.
- ✓ Colmatación y obstrucción de los canales de riego por las malas hierbas acuáticas (el jacinto acuático puede presentar problemas de introducción, no necesariamente de eutrofización).
- ✓ Reducción de la posibilidad de utilización del agua para fines recreativos, debido al lodo, infestación de malas hierbas y olores molestos producidos por la descomposición de las algas.
- ✓ Impedimentos a la navegación debido al crecimiento de densas masas de malas hierbas.
- ✓ Pérdidas económicas debidas a la modificación de las especies ícticas, mortandad de peces, etc.

Contribución de la agricultura a la eutrofización

En el resumen sobre la repercusión de los fertilizantes en la calidad del agua que aparece en el documento FAO/CEPE (1991) se citan los siguientes problemas:

- La fertilización de las aguas superficiales (eutrofización) da lugar, por ejemplo, al crecimiento explosivo de algas, que ocasiona trastornos en el equilibrio biológico [incluyendo mortandades de peces]. Así ocurre tanto en las aguas continentales (acequias, ríos, lagos) como costeras.
- El agua subterránea se contamina fundamentalmente por la presencia de nitratos. En todos los países el agua subterránea es una reserva importante de agua potable. En varias zonas, este recurso hídrico está contaminado hasta el punto de que ya no reúne las condiciones establecidas en las normas actuales para el consumo humano.

Si bien, según FAO/CEPE (1991), estos problemas se deben fundamentalmente a la presencia de fertilizantes minerales, en algunos lugares la situación está especialmente asociada a la aplicación extensiva e intensiva de fertilizantes orgánicos (estiércol).

La contribución exacta de la agricultura a la eutrofización del agua superficial y a la contaminación de las aguas subterráneas es difícil de cuantificar. En caso necesario, la utilización de isótopos ambientales puede facilitar el diagnóstico de la trayectoria seguida por los contaminantes hasta llegar a las aguas subterráneas y una vez que se han introducido en ellas (OIEA, comunicación personal, 1996). En RIVM (1992), citando a Isermann (1990), se calcula que la agricultura europea es causante del 60 por ciento del total del flujo fluvial de nitrógeno al Mar del Norte, y del 25 por ciento de la carga total de fósforo. La agricultura contribuye también de forma sustancial a la carga total de nitrógeno atmosférico en el Mar del Norte y el Mar Báltico. Ello representa el 65 y 55 por ciento, respectivamente. En Checoslovaquia, la agricultura aporta el 48 por ciento de la contaminación del agua superficial. En Noruega y Finlandia se han señalado situaciones, localmente significativas, de eutrofización de las aguas superficiales como consecuencia de factores agrícolas; los altos niveles de utilización de N y P son considerados como los causantes de la proliferación de algas en el Adriático; algo semejante ha ocurrido en las aguas costeras de Dinamarca; en los Países Bajos se ha registrado una contaminación sustancial de las aguas subterráneas por nitrato (FAO/CEPE, 1991). Appelgren (FAO, 1994b) observa que el 50 por ciento de los pozos poco profundos que abastecen de agua a más de un millón de residentes de Lituania no son aptos para el consumo humano por la presencia de una gran variedad de contaminantes, entre los que figuran plaguicidas y compuestos nitrogenados. En los años sesenta, el Lago Erie (uno de los Grandes Lagos de América del Norte) fue declarado "muerto" por la prensa, debido a los altos niveles de nutrientes acompañado por un crecimiento excesivo de algas, mortandad de peces y sedimentos de fondo anaeróbicos.

Si bien en CEPE (1992) los desechos de la ganadería se consideran como fuente localizada de contaminación, por lo que se excluyen de los cálculos de la contribución de la agricultura a la eutrofización en Europa, sus estadísticas revelan que esos desechos explican "por término medio" el 30 por ciento de la carga total de fósforo en las aguas continentales europeas, correspondiendo al resto de la agricultura otro 17 por ciento. La situación en el caso del nitrógeno, como en el del fósforo, presentaba grandes diferencias de unos países a otros. Según las estadísticas de Dinamarca, el estiércol aporta al menos el 50 por ciento de la lixiviación de N inorgánico (Joly, 1993). El nitrógeno procedente de fuentes agrícolas no localizadas representó en los Países Bajos el 71 por ciento de la carga total de N generada dentro del mismo país (CEPE, 1992).

Según un estudio de Ryding (1986) sobre Suecia, los lagos que no han recibido aportaciones de mentes industriales o municipales localizadas experimentaron grandes cambios a largo plazo en lo que respecta a la situación de los nutrientes, debido a las actividades agrícolas realizadas en la cuenca hidrográfica. Durante el período 1973-81 la presencia de nutrientes en el Lago Oren subió desde 780 a 1000 mg/m³ en lo que respecta al N total, y de 10 a 45 mg/m³ en cuanto al P total. La transparencia del lago descendió de 6,2 a 2,6 m y se registraron proliferaciones (de gran intensidad) periódicas de algas.

Como se observa en el Capítulo 1, US-EPA considera la agricultura como fuente principal de deterioro de los ríos y lagos estadounidenses, y la importancia de los nutrientes como fuente de contaminación de ríos y lagos sólo es superada por el entarquinamiento.

Los valores citados en los Cuadros 14 y 15 revelan la gran variedad de pérdidas de nutrientes cuantificados a nivel de parcela, finca y subcuenca. Los cultivos fuertemente fertilizados, como el maíz, suelen tener grandes pérdidas en comparación con las tierras dedicadas a usos menos intensivos, por ejemplo, a pastos. Los usos agrícolas asociados a prácticas inadecuadas de ordenación de la tierra y que son causa de erosión producen también significativas pérdidas de nutrientes. Los desechos, estiércol y fangos, mediante proceso de concentración biológica, pueden aportar a los suelos productos cien veces más peligrosos que los fertilizantes con un contenido equivalente de nutrientes (Joly, 1993).

Esto representa un grave problema ambiental (y de calidad del agua) en las zonas periurbanas de muchos países en desarrollo. Numerosos autores han señalado que es de prever un alto grado de variabilidad en los distintos lugares como consecuencia de los cambios ocurridos en el régimen hidrológico entre un año y otro. El resultado es que las técnicas de estimación que utilizan valores "típicos" relativos a los nutrientes pueden tener un alto nivel de incertidumbre y dar lugar a graves errores si se estiman a partir de datos tomados durante sólo un año.

Los enormes aumentos de la utilización de fertilizantes en todo el mundo durante los pasados decenios están bien documentados. No obstante, la utilización de éstos (sean minerales u orgánicos) no es, por sí misma, el principal factor de deterioro de la calidad aguas abajo. Más importantes son las prácticas de explotación de la tierra empleadas en la producción agrícola.

CUADRO 14: Pérdidas relativas por lixiviación de nitrógeno y fósforo (cambio porcentual entre agricultura con y sin fertilizantes) (Fuente: Bolton et al., 1970, citado en Bangay, 1976)

Sistema de cultivo	Cultivo	Cambio porcentual	
		P	N
Rotación	Maíz	+ 10	+ 65
	Avena, alfalfa	- 05	+ 33
	Alfalfa, primer año	+ 17	- 08
	Alfalfa, segundo año	+ 59	+ 09
Continuo	Maíz	+ 12	+ 102
	Espiguilla	+ 12	- 69
Promedio		+ 17	+ 27

CUADRO 15: Algunos valores sobre las pérdidas de nutrientes

Ubicación	Uso de la tierra	Fósforo (kg/ha/año)	Nitrógeno (kg/ha/año)	Observación (fuentes)
Ontario meridional	Tierra de cultivo	0,415		P asociado a sedimentos, media de 14 cuencas de captación (Sires y Miller, 1978)
	No mejorado	0,08	26,0	
	Maíz, papas			De 11 cuencas en Ontario meridional (Nielsen <i>et al.</i> , 1978)
	Cereales, frijoles, hortalizas y tabaco		3,6	Como arriba
	Heno, pastos no mejorados		0,1	Como arriba
	No mejorado		0,0	Como arriba
Cuenca de los Grandes Lagos (América del Norte)	Tierra de cultivo		0,2-37,1	Límites registrados de N total en 15 estudios sobre el N descargado en corrientes de agua (no se incluye el drenaje con cañerías) (Nielsen <i>et al.</i> , 1978)
Hungría	Tierra de cultivo	1,142		Resultados de 1984 sobre una cuenca de 73 km ² en el Lago Balatón (Jolankai, 1986)
Dinamarca y Países Bajos	Sistemas ganaderos y agrícolas		316	Donde se suman 680 kg/N/ha (Joly, 1993)
Estados Unidos de América	Tierra de cultivo		64	Donde la ganadería no es intensiva (Joly, 1993)
Côte d'Ivoire	Agricultura	29,0	98	Bajo Côte d'Ivoire (FAO, 1994a)

Nota: Probables valores de +/- 15% dentro de los límites de detección de los métodos utilizados.

No obstante, no se puede partir del supuesto de que todas las aguas tienen bajos niveles naturales de nutrientes. En algunas zonas, por ejemplo en los lagos situados en zonas de suelos agrícolas ricos, las aguas han estado tradicionalmente muy enriquecidas por nutrientes asociados a la erosión natural de los suelos fértiles.

En los lagos de las praderas del Canadá, por ejemplo, los primeros colonos comprobaron que algunos lagos estaban verdes debido a la abundancia de algas. En otras partes del mundo, por ejemplo en Asia, las civilizaciones antiguas provocaron efectos tan profundos en la calidad del agua que ya no hay niveles "naturales" de nutrientes. En tales situaciones, la existencia de la eutrofización, si bien innegable, debe medirse en función de normas arbitrarias que reflejan criterios de calidad del agua establecidos en función de las necesidades de la sociedad en lo que respecta al aprovechamiento beneficioso del agua.

Fertilizantes orgánicos

La importancia y, en algunos casos, los graves problemas asociados a los fertilizantes orgánicos merecen atención especial. El estiércol producido por el ganado vacuno y porcino y por las aves de corral se utiliza como fertilizante orgánico en todo el mundo. A ello hay que añadir las excretas humanas, sobre todo en algunos países asiáticos donde las excretas animales y humanas se utilizan tradicionalmente en la piscicultura, además de en los suelos. No obstante, la producción ganadera

intensiva ha creado graves problemas de degradación ambiental, fenómeno que ha sido objeto de medidas legislativas y de control tanto en Europa como en América del Norte. El problema es especialmente agudo en determinadas zonas de producción ganadera intensiva, como el este y el sur de los Países Bajos, donde la producción de estiércol supera con creces la capacidad de la tierra de asimilar esos desechos.

Además de los problemas asociados a la aplicación excesiva de estiércol en la tierra, existe el de la escorrentía directa desde las granjas de producción intensiva de ganado vacuno y porcino y de aves de corral. Aunque ese fenómeno está controlado en muchos países occidentales, constituye un grave peligro para la calidad del agua en gran parte del resto del mundo. Por ejemplo, Appelgren (FAO, 1994b) señala que la descarga de desechos del ganado porcino procedentes de actividades de cría intensiva en Lituania es una fuente importante de contaminación de las aguas superficiales en dicho país. En los informes de la FAO/CEPE se señalan problemas semejantes en el río Po (Italia). El Departamento de Agricultura del Canadá calculaba en 1978, a partir de un estudio detallado de varios corrales de engorde, que éstos, junto con las instalaciones de almacenamiento del estiércol, aportaban entre el 0,5 y el 13 por ciento de la carga total de fósforo en la parte canadiense de los Grandes Lagos inferiores (parte agrícola) (Coote y Hore, 1978).

A las trayectorias habituales de la degradación, es decir, la escorrentía superficial y la infiltración hacia las aguas subterráneas, se suma la volatilización del amoníaco, que agrava la acidificación de la tierra y del agua. En un estudio sobre los efectos ambientales causados por la ganadería en Europa, FAO/CEPE (1991) señala las siguientes categorías principales de efectos:

- Fertilización de las aguas superficiales, que es a la vez resultado de las descargas directas de estiércol y consecuencia de la lixiviación de nitrato, fosfato y potasio del suelo.
- Contaminación de las aguas subterráneas como consecuencia de la lixiviación, especialmente por nitrato. La lixiviación es menos probable en el caso de los fosfatos, pero en los lugares donde el suelo está saturado de fosfato esta sustancia aparece cada vez con más frecuencia en las aguas subterráneas.
- En las aguas superficiales y subterráneas se observa un proceso de contaminación de metales pesados. Las concentraciones elevadas de estas sustancias representan una amenaza para la salud de hombres y animales. Hasta cierto punto, estos metales pesados se acumulan en el suelo, desde donde son absorbidos por los cultivos. Por ejemplo, el estiércol de ganado porcino contiene cantidades significativas de cobre.
- Acidificación como resultado de la emisión de amoníaco (volatilización) procedente de las instalaciones ocupadas por el ganado y, lugares de almacenamiento de estiércol y de su aplicación como abono en la tierra. El amoníaco representa un factor importante de acidificación del medio ambiente, sobre todo en lugares con considerable ganadería intensiva.

Química ambiental

Los procesos hidrológicos fundamentales que relacionan las precipitaciones, la escorrentía y la lixiviación, y que dan lugar a la erosión y transporte de partículas de suelo químicamente enriquecidas son componentes importantes de la química ambiental, el transporte y el destino de los productos fertilizantes. Estos procesos hidrológicos se describen en el Capítulo 2, por lo que no es necesario repetirlos en este contexto.

La dinámica ambiental del nitrógeno y el fósforo es bien conocida, aunque es difícil estudiar y documentar las transformaciones detalladas del nitrógeno que se producen en el suelo y en el agua. El **nitrógeno** se presenta en las siguientes formas: N orgánico soluble, $\text{NH}_4\text{-N}$ (amonio), $\text{NO}_3\text{-N}$ (nitrato), $\text{NO}_2\text{-N}$ (nitrito) y N asociado a los sedimentos como $\text{NH}_4\text{-N}$ intercambiable o N orgánico. El ciclo del nitrógeno es sumamente dinámico y complejo, sobre todo los procesos microbiológicos biológicos responsables de la mineralización, fijación y desnitrificación del nitrógeno de los suelos. Por lo

general, en los suelos que no están empantanados, el N del suelo (retenido como proteína de la materia vegetal) y el N de los fertilizantes se transforman microbiológicamente en NH_4 (amonio) mediante el proceso de amonificación. El ion de amonio se oxida por la acción de dos grupos de bacterias (*Nitrosomonas* y *Nitrobacter*) convirtiéndose en NO_3 con un producto NO_2 intermedio inestable en un proceso llamado nitrificación. La urea se hidroliza fácilmente en amonio. La desnitrificación se produce en condiciones anóxicas, como en las tierras húmedas, donde el NO_3 se reduce a varias formas gaseosas. El ciclo del N está controlado en gran parte por bacterias, por lo que el ritmo del mismo depende de factores como la humedad del suelo, la temperatura, el pH, etc. El NO_3 es el producto final de la descomposición aeróbica del N y está siempre disuelto y móvil.

Desde la perspectiva de la calidad del agua, el ion de amonio (NH_4) puede adsorberse a las partículas de arcilla y desplazarse con él como consecuencia de la erosión. No obstante, lo más importante es que el NH_4 y el NO_3 son solubles y se movilizan a través del perfil del suelo hasta las aguas subterráneas durante los períodos de lluvia mediante el proceso de lixiviación. El NO_3 se encuentra también en la escorrentía superficial durante los períodos de lluvia. La prevención de la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas por el nitrógeno depende en gran medida de la capacidad de mantener el NO_3 del suelo por debajo de un nivel que pueda ser absorbido por los cultivos, y reducir la cantidad de NO_3 retenida en el suelo después de la cosecha.

Por el contrario, el comportamiento del fósforo es muy sencillo. El fósforo se presenta en diversas formas: fósforo mineral (por lo general, apatito-AP); P inorgánico no apatito (NAIP); P orgánico (OP - combinado con el carbón y el oxígeno en la materia vegetal), y orto-P reactivo disuelto (SRP). Las especies de fósforo A P, NAIP y OP están asociadas con la fase en partículas. En estudios realizados sobre el desplazamiento del fósforo desde las tierras agrícolas, se observa que la parte más importante se incorpora a los materiales arcillosos y es transportada como producto de la erosión. El SRP es fácilmente accesible a las plantas acuáticas hasta el punto de que el SRP medido en aguas superficiales quizá represente únicamente una parte residual, después de que haya sido absorbido en su mayor parte por la vida vegetal. Consecuentemente, en estudios acuáticos, lo que se intenta analizar fundamentalmente son las formas de P asociadas a sedimentos, ya que éstas tienden a dominar el total del flujo del fósforo. La fracción NAIP es accesible a las raíces de las plantas y se solubiliza rápidamente en condiciones de anoxia en el fondo de los lagos y embalses. Por esta razón, los sedimentos lacustres pueden representar una carga interna (autotrófica) muy considerable de fósforo, que se recicla en la columna de agua durante períodos de anoxia del fondo. Esta carga puede ser tan grande que, si no se aplican las medidas de descontaminación de los sedimentos de los lagos, es posible que los programas de control del fósforo en los afluentes carezca totalmente de sentido.

Las pérdidas relativas de N y P en las aguas subterráneas aparecen ilustradas en el Cuadro 14, en el que puede verse que las pérdidas de P son por lo general pequeñas en comparación con el N, mucho más soluble. De hecho, dado que el maíz es el cultivo más fuertemente fertilizado, la lixiviación de nitrógeno es especialmente apreciable.

El dilema de las fuentes localizadas y no localizadas

En muchos países el dilema es determinar la importancia de la agricultura en comparación con los efectos de las aguas residuales urbanas (con frecuencia sin tratar). En numerosos países, no se dispone de una base de datos que permita establecer esta distinción, lo que impide el establecimiento de un programa racional de lucha contra la contaminación y limita la inversión eficaz en función de los costos en medidas de control. En los países en desarrollo, parece lógico centrar inicialmente la atención en el control de las fuentes localizadas; en cambio, en los países desarrollados se ha comprobado que el control de las fuentes localizadas, en lo que respecta a los nutrientes, no ha tenido el nivel deseado de eficacia ambiental mientras no se han implantado seriamente medidas de control agrícola. Es significativo que la utilización de fertilizantes ha tendido a aumentar enormemente en todo el mundo en los últimos 40 años, lo que permite pensar que, si no se producen grandes cambios en el aprovechamiento de la tierra para reducir la escorrentía de fertilizantes en gran parte del mundo, cabría

prever que la agricultura será la causante de una contribución cada vez mayor a la contaminación de las aguas superficiales.

Las observaciones de Quirós relativas a la cuenca del Plata demuestran la dificultad de separar los efectos de la agricultura de los debidos a otras fuentes. En los Grandes Lagos de América del Norte, entre 1970 y 1980 se gastaron unos 10 millones de dólares EE.UU. para cuantificar los efectos relativos de las fuentes localizadas y no localizadas. Ese estudio resultó sumamente fructífero, y se adoptaron políticas específicas para el control de nutrientes en la cuenca de cada uno de los lagos, basadas en las aportaciones relativas de cada tipo de fuente.

Control de los efectos producidos por los fertilizantes en la calidad del agua

La investigación sobre la eutrofización de las aguas superficiales por la agricultura debe adoptar una perspectiva pragmática. A este respecto, es interesante el enfoque adoptado por el estudio de la OCDE sobre la eutrofización. En él se hizo especial hincapié en los siguientes aspectos:

- ✓ Evaluación cualitativa del estado trófico de las masas de agua, en función de un reducido número de parámetros fácilmente cuantificables.
- ✓ Dependencia de este estado con respecto de las condiciones nutricionales y la carga de nutrientes.
- ✓ Adaptación de estos resultados a las necesidades de combatir la eutrofización en las actividades de ordenación.

La progresión de estos aspectos es interesante, en el sentido de que la atención se centra en el **estado** fácilmente cuantificable de la masa de agua, seguida de un intento de determinar hasta qué punto ese estado es resultado de las cargas de nutrientes, para luego comprobar en qué medida se pueden manipular esas cargas para conseguir el estado trófico deseado, **determinado por la utilización que se va a hacer del agua.**

La predicción de los efectos provocados por los fertilizantes y las correspondientes prácticas de ordenación de la tierra en la calidad del agua es un elemento esencial de las opciones de control específicas de cada lugar y para la adopción de planteamientos genéricos en el control de los fertilizantes.

Fertilizantes minerales

La respuesta a la necesidad de controlar la lixiviación y escorrentía de nutrientes y la contaminación de los suelos y el agua por metales pesados no ha sido uniforme en Europa. Las medidas de control forman parte de un problema más amplio de utilización de fertilizantes minerales y orgánicos. En FAO/CEPE (1991) se resumen los tipos de controles voluntarios y obligatorios establecidos en Europa en relación con los fertilizantes minerales, entre ellos:

- Impuestos sobre los fertilizantes.
- Obligatoriedad de los planes relativos a los fertilizantes.
- Prevención de la lixiviación de nutrientes después del período vegetativo aumentando la superficie protegida con cubierta vegetal en otoño/invierno, y mediante la siembra de cultivos con una capacidad elevada de consumo de nitrógeno.
- Promoción y subvención de métodos más adecuados de aplicación, desarrollo de nuevos fertilizantes menos nocivos para el medio ambiente y promoción de análisis de suelos.
- Fuerte limitación del uso de fertilizantes, por ejemplo, en las zonas de extracción de agua y en las incluidas en planes de protección de la naturaleza.

En todos los lugares donde la agricultura o ganadería intensiva provocan graves riesgos de contaminación por nitrógeno, Ignazi (1993) recomendaba las siguientes medidas a nivel de las explotaciones:

1. Aplicación racional del nitrógeno: Para evitar el uso excesivo de fertilizantes, la tasa de fertilizante nitrogenado aplicado deberá calcularse en función del "balance de nitrógeno de los cultivos". En él se tienen en cuenta las necesidades de las plantas y la cantidad de N en el suelo.

RECUADRO 5: SEPARACIÓN DE LOS EFECTOS AGRÍCOLAS E INDUSTRIALES EN LA CALIDAD DEL AGUA DE LA CUENCA DEL PLATA, AMÉRICA DEL SUR

En su informe sobre los efectos sufridos por las pesquerías del sistema fluvial del río de La Plata, Quirós (1993) presenta un resumen completo de los síntomas observados. El autor reconoce la dificultad de presentar pruebas que demuestren una relación de causa y efecto en este amplio sistema fluvial. No obstante, llega a la conclusión de que las pruebas disponibles coinciden con las de un sistema regulado de llanura de inundación fluvial que ha sufrido los efectos de las sustancias tóxicas utilizadas en la agricultura y en la industria.

Síntomas observados

Las especies de los géneros *Colossoma* y *Brycon* que se alimentan de frutas y semillas y los grandes bagres *Paulicea lutkenii* han desaparecido prácticamente de las capturas comerciales en la parte baja del río Paraná, así como en los ríos de La Plata y Uruguay.

Las especies ícticas de ascendencia marina de los géneros *Basilichthys* y *Lycengraulis*, que en el invierno suben normalmente aguas arriba desde el estuario, han desaparecido prácticamente de las capturas comerciales de la parte media del río Paraná.

Las capturas comerciales del depredador pelágico superior, el *Salminus maxillosus*, han disminuido desde los últimos años cuarenta en toda la cuenca baja, aunque sus capturas comerciales han estado fuertemente restringidas.

Las poblaciones de la mayor parte de las especies ícticas migratorias han disminuido considerablemente en los tramos medios y superiores del río Uruguay.

En los tejidos de los peces se detectaron niveles relativamente elevados de plaguicidas agrícolas y metales pesados.

En el bajo delta del río Paraná y en el río de La Plata se han producido periódicamente mortandades masivas de peces.

En la parte baja del río Paraguay se han detectado bajos niveles de oxígeno en el agua y mortandades masivas de peces, y en la cuenca superior han aumentado las descargas de efluentes con elevado contenido de materia orgánica procedentes de la industria agrícola.

La especie exótica *Cyprinus carpio* fue la más importante, en lo que a la biomasa se refiere, en las capturas experimentales del río de La Plata, y sus capturas han aumentado en la parte media del río Paraná.

La talla máxima de las capturas de los grandes bagres de los géneros *Pseudoplatystoma* ha disminuido en los tres últimos decenios en el tramo inferior del medio Paraná.

Se han intensificado los conflictos entre los pescadores deportivos y comerciales, y la talla del *Salminus* ha disminuido en la confluencia de los ríos Paraná y Paraguay, aunque parece que no ha aumentado el total del esfuerzo de pesca.

Fuente: Quirós (1993).

2. Cubierta vegetal: En la medida de lo posible, el suelo debe estar cubierto de vegetación. Con ello se impide la acumulación de nitrógeno soluble mediante la absorción del nitrógeno mineralizado y se evita la lixiviación durante los períodos de lluvia.

3. Controlar el período entre cosechas: Los desechos orgánicos producidos por la recolección se mineralizan fácilmente en N lixiviable. Entre las medidas que se pueden adoptar para reducir este N figuran la plantación de cultivos de "abono verde", y el aplazamiento de las labores de aradura para incorporar la paja, raíces y hojas en el suelo.

4. Riego racional: Los sistemas de riego deficientes son una de las causas que más contribuyen al deterioro de la calidad del agua, mientras que el riego controlado es una de las prácticas menos contaminantes, además de reducir el costo neto del agua abastecida.

5. Mejorar en lo posible otras técnicas de cultivo: Para conseguir los máximos rendimientos con un mínimo de efectos negativos en la calidad del agua es preciso mejorar prácticas tan diversas como la lucha contra las malas hierbas, plagas y enfermedades, el encalado, la utilización equilibrada de fertilizantes minerales, incluidos los oligoelementos, etc.

6. Planificación agrícola: Deben adoptarse técnicas de control de la erosión (véase el Capítulo 2) que estén en consonancia con las condiciones topográficas y edáficas.

Fertilizantes orgánicos

Las medidas de control voluntario e impuestas por ley en Europa tienen como objetivo conseguir los siguientes beneficios:

- ✓ **Reducir la lixiviación de nutrientes.**
- ✓ **Reducir las emisiones de amoníaco.**
- ✓ **Reducir la contaminación por metales pesados.**

La naturaleza de estas medidas varía según los países; no obstante, en FAO/CEPE (1991) se resumen los tipos de control voluntario e impuesto por las autoridades. Son las siguientes:

- ✓ Número máximo de animales por hectárea, teniendo en cuenta el volumen de estiércol que se puede aplicar sin peligro por hectárea de tierra.
- ✓ La cantidad máxima de estiércol que se puede aplicar a la tierra se fija en función del contenido de N y P de aquel.
- ✓ Las explotaciones que desean tener más de un determinado número de animales deben obtener una licencia.
- ✓ Los períodos durante los cuales se puede aplicar estiércol a la tierra se han limitado, y es obligatorio introducirlo en el suelo inmediatamente después.
- ✓ Establecimiento de reglamentos sobre capacidad mínima de las instalaciones de almacenamiento del estiércol.
- ✓ Establecimiento de planes de fertilizantes.
- ✓ Gravámenes (impuestos) sobre el excedente de estiércol.
- ✓ Se han ampliado las superficies protegidas por cubierta vegetal en otoño/invierno, y se está promoviendo el barbecho verde.
- ✓ Se han establecido cantidades máximas para la aplicación de fangos cloacales en la tierra, teniendo en cuenta el contenido de metales pesados.
- ✓ Cambio en la composición de los piensos para reducir la cantidad de nutrientes y metales pesados.
- ✓ Investigaciones y aplicación de medidas para reducir la pérdida de amoníaco.

Gestión de los fangos

Los fangos se mencionan en estas páginas únicamente en la medida en que la aplicación en tierras agrícolas de fangos procedentes de instalaciones municipales de tratamiento de aguas residuales es uno

de los métodos utilizados para deshacerse de estos fangos en una forma que se considera beneficiosa. Las alternativas son la incineración y los vertederos. En FAO/CEPE (1991) los fangos se incluyen dentro de la categoría de fertilizantes orgánicos pero se señala que los fangos contienen con frecuencia niveles inaceptables de metales pesados. La contaminación del agua por la escorrentía de los fangos es idéntica a la señalada más arriba en relación con el estiércol.

Aspectos económicos del control de la escorrentía de fertilizantes

La pérdida de nutrientes está estrechamente asociada a las precipitaciones y la escorrentía. En el caso del fósforo, que suele estar relacionado con la fase sólida (sedimento), las pérdidas por escorrentía están directamente vinculadas a la erosión. En consecuencia, los aspectos económicos del control de nutrientes suelen estar en relación con el costo que representa el control de la escorrentía y la erosión. Por ello, este tema se tratará aquí brevemente. En particular, conviene examinar el costo económico de la escorrentía de nutrientes que debe reemplazarse con fertilizantes para que la tierra continúe siendo productiva.

La relación existente entre la erosión, la creciente aplicación de fertilizantes y la pérdida de productividad del suelo es muy directa en muchos países. En el estado brasileño de Paraná, donde la agricultura es la base de la economía, se concentra el 22 por ciento de la producción nacional de cereales, a pesar de que su superficie es sólo el 2,4 por ciento del territorio brasileño. La expansión agrícola en Paraná se produjo fundamentalmente en el período 1950-70 y "se caracterizó por los sistemas agrícolas a corto plazo, lo que dio lugar a una degradación ambiental continuada y progresiva como consecuencia de las políticas económicas y de un sistema totalmente inadecuado de parcelación de las tierras y comercialización..." (Andreoli, 1993). La erosión ha dado lugar a grandes pérdidas de suelo superficial, grandes cárcavas y entarquinamiento de acequias y ríos. En consecuencia, el uso de fertilizantes aumentó un 575 por ciento durante el período de 1970-86 **sin** ningún aumento en los rendimientos de los cultivos. La pérdida de N-P-K derivada de una erosión media de 20 t/ha/año representa una pérdida económica anual de 242 millones de dólares EE.UU. en nutrientes.

En el análisis de Elwell y Stocking (1982) sobre la pérdida de nutrientes debida a la erosión en Zimbabwe se observan también significativas pérdidas económicas en el contexto africano. Stocking (FAO, 1986), aplicando datos recopilados por Hudson en el decenio de 1960 al mapa de utilización de suelos de Zimbabwe calculó una pérdida anual de 10 millones de toneladas de nitrógeno y 5 millones de toneladas de fósforo al año como consecuencia de la erosión (citado por Roose en FAO 1994a). Roose (FAO, 1994a) cita también pérdidas de 98 kg/ha/año de nitrógeno, 29 kg/ha/año de fósforo, 39 kg/ha/año de cal y 39 kg/ha/año de magnesio en los suelos del bajo Côte d'Ivoire, como consecuencia de la erosión. Esta pérdida es tan grave que para compensarla se necesitan 7 toneladas de abono fresco al año, más 470 kg de sulfato de amonio, 160 kg de superfosfato, 200 kg de dolomita y 60 kg de cloruro de potasio por hectárea y año. Roose observa que no es de extrañar que el suelo esté agotado después de sólo dos años de agricultura tradicional. Además, estas cifras no tienen en cuenta pérdidas adicionales debidas a la recolección y a la escorrentía. Roose resume sus observaciones afirmando que la actuación contra la erosión del suelo es fundamental para corregir lo que califica como de "terrible" desequilibrio químico en los suelos como consecuencia de la erosión de los mismos. Las estimaciones sobre la pérdida de fósforo debida a la erosión en la República de Sudáfrica (Du Plessis, 1985) se cifran en un valor equivalente a 10,5 millones de dólares EE.UU.

Las pérdidas económicas suelen ser más elevadas en los países tropicales, donde los suelos, precipitaciones y prácticas agrícolas son más favorables a la erosión, y las tasas registradas de erosión son muy superiores a los valores medios. El Banco Mundial (1992) observó que la extrapolación de los efectos de las pérdidas de suelo en las parcelas de ensayo a la productividad agrícola revela pérdidas de aproximadamente 0,5-1,5 por ciento del PIB anual en países como Costa Rica, Malawi, Mali y México. En esas pérdidas no se incluyen los costos en lugares lejanos, como la colmatación de embalses, la sedimentación de los ríos, los daños sufridos por los sistemas de riego, etc.

La fertilidad de los suelos es un problema complejo y la pérdida de nutrientes no es necesariamente consecuencia de la erosión. La erosión y la pérdida de suelo es el último eslabón de una serie de factores físicos, vegetativos y de nutrientes que dan lugar a la degradación de los suelos. No obstante, las pautas mundiales de aplicación de fertilizantes, registradas por Joly (1993), revelan que se requieren niveles cada vez mayores de utilización de fertilizantes simplemente para mantener la productividad del suelo como consecuencia de diversos tipos de pérdidas, incluidas las debidas a la erosión y, en términos más generales, a la degradación de los suelos.

En un estudio de 17 subcuencas hidrográficas en el distrito del Lago Balatón de Hungría, Jolankai (1986) midió y elaboró un modelo de la escorrentía de N y P como consecuencia de distintos usos agrícolas de la tierra. Según sus cálculos, una selección de medidas de control (sobre todo control de la erosión) reduciría las pérdidas de fósforo un 52,8 por ciento con un costo de 2 500 dólares EE.UU. por ha en medidas correctoras (en 1986).

Acuicultura

La acuicultura representa un caso especial de contaminación agrícola. Reviste dos formas principales, según que esté ubicada en tierra o en el agua (Figura 12). Los controles de efluentes son posibles en los sistemas terrestres, pero los sistemas acuáticos presentan problemas especialmente difíciles. La acuicultura está aumentando con rapidez en la mayor parte de los países, tanto desarrollados como en desarrollo, y lo mismo en agua dulce que en el medio marino. Por el contrario, las pesquerías costeras de la mayor parte de los países están disminuyendo.

Los efectos ambientales son consecuencia, fundamentalmente, de la composición de los alimentos para peces y del índice de aprovechamiento de los mismos (desechos fecales), y de diversos productos químicos utilizados como biocidas, desinfectantes, medicinas, etc. Los alimentos desaprovechados (no consumidos por los peces) se estiman aproximadamente en el 20 por ciento (Ackefors y Enell, 1992) en la acuicultura europea. Esas pérdidas y la producción fecal representan considerables cargas de nutrientes para los sistemas acuáticos.

Otros problemas ambientales son el riesgo de enfermedades y la transmisión de éstas a los peces no cultivados, la introducción de especies exóticas, los efectos en las comunidades bénticas y en la eutrofización del agua y el cruce de las especies cultivadas huidas con peces en libertad, con los consiguientes cambios genéticos en la población natural.

Los sistemas tradicionales de acuicultura integrada, por ejemplo los de China, donde se practica el cultivo de peces en aguas residuales, puede ser una influencia estabilizadora en el conjunto del ecosistema (Rosenthal, 1992). Esta práctica se recomienda sobre todo en los países en desarrollo donde los recursos naturales y el agua son escasos y caros.

Problemas de restauración de los lagos eutróficos

Los lagos eutróficos e hipertróficos suelen ser poco profundos y sufren altas tasas de cargas de nutrientes procedentes de fuentes tanto localizadas como no localizadas. En lugares con suelos ricos, como las praderas canadienses, los sedimentos del fondo de los lagos están compuestos por partículas de suelo enriquecidas con nutrientes procedentes de la erosión de los suelos circundantes. La asociación de fósforo con sedimentos es un grave problema para la restauración de lagos enriquecidos y poco profundos.

Las partículas enriquecidas con P se depositan en el fondo del lago y forman una abundante reserva de nutrientes en los sedimentos de fondo, a la que pueden recurrir fácilmente las plantas con raíces y que se descarga desde los sedimentos del fondo en condiciones de anoxia a la columna de agua superior, donde es rápidamente utilizada por las algas. Esta reserva de fósforo, conocida como "carga interna"

de fósforo, puede dificultar enormemente las medidas adoptadas por los encargados de la ordenación de las cuencas fluviales para combatir la eutrofización de los lagos mediante el control de las fuentes externas de fósforo procedente de la agricultura y de las fuentes localizadas. Tradicionalmente, el dragado de los sedimentos del fondo se ha considerado el único medio disponible para solucionar este problema; no obstante, la tecnología moderna ofrece ahora métodos alternativos y más económicos para controlar las cargas internas de fósforo mediante la oxigenación y el tratamiento químico de los sedimentos *in situ* con el fin de inmovilizar el fósforo. No obstante, la restauración de los lagos es costosa y debe formar parte de un programa integrado de ordenación de las cuencas hidrográficas.