

LA CONTAMINACION AGRARIA DIFUSA DEL REGADIO: ALGUNAS REFLEXIONES

Por
SLIM ZEKRI (*)

I. INTRODUCCION

SE pueden distinguir dos enfoques con respecto a la política medioambiental: el enfoque preventivo y el enfoque correctivo. El enfoque preventivo asume la necesidad de proteger los recursos naturales independientemente del proceso de desarrollo que se esté llevando a cabo. En definitiva, con este enfoque el manejo de los recursos está basado en una política ambiental que tiene establecidas las prioridades del uso de dichos recursos y de las regiones que deben ser protegidas. En consecuencia el enfoque preventivo se basa en métodos de análisis y de evaluación de la sensibilidad y vulnerabilidad de los recursos naturales. El enfoque correctivo asume que la protección de los recursos naturales debe considerarse como objetivo únicamente cuando existe un plan de desarrollo que pone en peligro la existencia de dichos recursos. Dicho de otra manera, en este segundo enfoque se elaboran los planes de desarrollo, o los proyectos y antes de su aprobación, se procede a evaluar posibles impactos ambientales (Amir, 1985). Según esta definición se puede afirmar que el enfoque preventivo

(*) Ingeniero Agrónomo.
— Revista de Estudios Agro-Sociales. Núm. 153 (julio-septiembre 1990).

coincide con la idea de desarrollo sostenible. Por desarrollo sostenible se entiende:

- 1) Que la tasa de uso o captura de los recursos renovables sea menor o igual que la tasa de regeneración biológica de dichos recursos.
- 2) Que la cantidad de residuos («wastes») producidos por el sistema sea menor o igual que la cantidad de residuos que el sistema es capaz de asimilar o degradar.
- 3) Que el uso de los recursos no renovables se optimice a lo largo del tiempo teniendo en cuenta la sustituibilidad entre este tipo de recursos y el progreso tecnológico (Turner, 1988; Barbier y Markandya, 1990).

La legislación dentro de la Comunidad Económica Europea estipula el llevar a cabo «acciones preventivas de corrección» (Conway, 1990), esto es el exigir estudios de Evaluación de Impactos Ambientales (EIA) de los proyectos antes de su aprobación. La EIA es una medida correctiva. Según Amir (1985) la adopción de la EIA es en sí un indicador de la baja prioridad que los centros decisores asignan a la protección medioambiental. Sin embargo, es muy interesante reflejar las dificultades que encuentra el enfoque preventivo a la hora de su aplicación. La primera dificultad se refiere a la escasa sensibilidad de los centros decisores públicos por estos temas. El enfoque preventivo necesita el compromiso a largo plazo de los centros decisores para proteger el ambiente. Sin embargo los políticos se mueven dentro de la política de corto medio plazo resultante del período mandatario que a su vez refleja el partidismo, el interés en captar votos y el solape de la política y la administración. La segunda dificultad es inherente a la disponibilidad de los datos y al coste de obtención de dichos datos. El proceso de creación de una base de datos de una zona determinada es un proceso caro y muy poco aprovechables a corto plazo, lo que hace dudar a los centros decisores la utilidad de estos datos. Sin embargo, la planificación territorial es imposible en ausencia de dichos datos, que servirán para entender las relaciones y vínculos entre los diferentes componentes del sistema. La tercera dificultad se refiere a la necesidad de tener un capital hu-

mano muy cualificado en las administraciones públicas. Las dos últimas dificultades se pueden reducir mediante la mejora de la eficiencia de la administración, la formación continua del personal y la motivación y/o penalización de los empleados. También es urgente la inversión en programas de investigación y desarrollo y la recogida de datos e información. Finalmente, no hay que olvidar que el desarrollar este tipo de enfoque puede resultar en planes y soluciones «conservadores» que bloqueen el desarrollo o utilicen los recursos de una manera ineficiente. Esto se debe principalmente al hecho de que los vínculos entre los diferentes componentes del sistema no están lo suficientemente precisos, y por lo tanto el establecimiento de las normas («standards») para el uso de los recursos conlleva una gran incertidumbre.

II. PLANIFICACION DE LA AGRICULTURA DE REGADIO EN EL CONTEXTO GLOBAL DE LA CUENCA DE UN RIO

En todo proceso de planificación el primer problema al que se enfrenta el «planificador» es la definición y la delimitación de una unidad geográfica y ambientalmente adecuada. En el caso de la planificación del uso del agua se considera que la cuenca de un río puede constituir la unidad de planificación más adecuada siempre que se trate de un caso de manejo de aguas superficiales. Si se quieren considerar simultáneamente las aguas subterráneas puede que la cuenca no sea la unidad de planificación adecuada. El presente trabajo se centra únicamente en el uso de los recursos agrícolas dentro de una determinada cuenca, suponiendo que existe una coordinación óptima para el uso de los recursos en las diferentes actividades agrícola, industrial y urbana.

A la hora de estudiar las alternativas de uso agrícola en una cuenca, se deben de considerar tres aspectos: los aspectos socio-económicos, los impactos ambientales de la agricultura de regadío y las consideraciones que se deben de tener en cuenta a la hora de establecer planes de puesta en regadío.

Los efectos de la agricultura de regadío sobre el medio ambiente se han venido estudiando desde hace más de dos décadas.

La mayoría de estos trabajos son de tipo descriptivo y pocas veces se presentan evaluaciones cuantitativas. Los tres principales temas que han acaparado la atención mundial, son: la salinidad del agua y del suelo, la conservación del suelo y la contaminación de aguas superficiales y acuíferos. Puede decirse que estos son los tres temas sobre los que se han publicado las evaluaciones de impactos ambientales más refinados.

El Sector Agrícola es hoy en día un Sector fuertemente integrado en el resto de la economía. Este Sector se ve afectado por las políticas monetarias, así como por las fiscales y está interrelacionado con los cambios que ocurren en los demás sectores. Por otra parte, dentro del Sector Agrario, la agricultura de regadío ya no se puede considerar una actividad que afecta únicamente a la oferta y demanda de productos agrarios y a la renta de los agricultores. La agricultura genera además importantes impactos adversos sobre el medio ambiente. Históricamente no se tuvieron en cuenta los impactos desfavorables; primero porque no se identificaron, pero luego se subestimaron y se infravaloraron. Los impactos ambientales de la agricultura de regadío son muy diversos y el período de su manifestación es muy distinto según se trate de salinización de suelos o de entrofización de lagos o deltas.

El artículo 239 de la legislación de aguas (Reverte y Pérez, 1989) expresa claramente que «los programas, planes, anteproyectos y proyectos de obras o acciones a realizar por la propia Administración, deberán también incluir los correspondientes estudios de evaluación de efectos medioambientales cuando razonablemente puedan presumirse riesgos para el medio ambiente, como consecuencia de su realización...».

En el artículo 85 vienen explicitados los efectos medioambientales, «se entiende por contaminación, a los efectos de la Ley, la acción y el efecto de introducir *materias* o formas de energía, o *inducir condiciones en el agua que, de modo directo o indirecto, impliquen una alteración perjudicial de su calidad en relación con los usos posteriores o con su función ecológica...*».

Las investigaciones tanto a nivel internacional como nacional han identificado los problemas más importantes de contaminación agrarios. Algunos de estos problemas se detallan seguidamente con el fin de demostrar la necesidad de su incorporación a los pro-

cesos decisionales cuando se trata de una transformación en regadío o bien de la mejora de la calidad del agua.

II.1. *La planificación global*

La primera y más importante consideración es la necesidad de una planificación global e integral dentro de una misma cuenca. Así, por ejemplo, a la hora de decidir poner en regadío Los Monegros II (situado entre Zaragoza y Huesca) los impactos ambientales se deben considerar a lo largo de toda la cuenca del Ebro. Esto se debe al hecho que una gran parte de los impactos ambientales —salinidad, movilización de elementos tóxicos...— serán percibidos en otras zonas.

II.2. *Erosión de suelos*

La evaluación y realización de estudios sobre la calidad de los suelos antes de llevar a cabo las obras de puesta en riesgo es una necesidad indiscutible. La disponibilidad de mapas a escalas adecuadas y con leyenda actualizada es imprescindible para tal evaluación. Existen varios métodos de evaluación de suelos que pueden suministrar información para los centros decisores (Herrero, 1990). Una vez están los suelos clasificados en aptos y no aptos para el riesgo, según las metodologías adecuadas, se debe de relacionar el uso de los suelos aptos para el riego con las tecnologías disponibles —y adecuadas— y estimar los posibles impactos que pueden derivarse de tal uso.

Las transformaciones en regadío incrementan, en general, el riesgo de erosión de los suelos. La erosión de los suelos depende de muchos factores: textura del suelo, pendiente, intensidad de la lluvia, intensidad y frecuencia del viento, tipo de cultivo, prácticas de laboreo y sistema de riego, entre otros. Los impactos ambientales de la erosión son principalmente de dos tipos (Crasson, 1987): pérdida de productividad del suelo y problemas de sedimentación. La pérdida de productividad se refleja en la reducción de los rendimientos. La sedimentación produce la reducción de

la fauna y flora acuática, provoca el deterioro de los espacios recreacionales, aumenta el coste de tratamiento de las aguas para el uso urbano o industrial, aumenta el coste de mantenimiento de la maquinaria que utiliza estas aguas y contribuye a la obstrucción de los canales de drenaje y/o riesgo. Para evaluar dichos impactos hace falta conocer el nivel de erosión tolerable bajo el cual se puede mantener una alta producción indefinidamente (Klauss et al., 1989). La erosión por encima del nivel tolerable reduce la productividad del suelo y aumenta el coste de fertilización y aportación de cal. Los impactos por sedimentación son más difíciles de evaluar por existir una discontinuidad en el espacio y en el tiempo en la deposición de los sedimentos. La discontinuidad en el espacio se debe a razones obvias: el material se transporta de un sitio a otro; este problema se ve resuelto cuando se actúa al nivel global de una cuenca. La discontinuidad en el tiempo se debe a que la sedimentación puede producirse en cuestión de horas (e.g. caso de lluvias torrenciales) o en períodos larguísimos de tiempo (incluso siglos).

Fox y Dickson (1990) han utilizado dos modelos para la evaluación de la erosión de los suelos en el Suroeste de Ontario en Canadá bajo tres sistemas de labranza distintos. El primer modelo permite la estimación de los rendimientos en función del nivel de erosión. También este mismo modelo permite calcular las relaciones entre profundida de la capa cultivable del suelo y los costes de producción variables. El segundo modelo permite la estimación de la parte de los sedimentos que fluye hacia el río y los cursos de agua, ya que una parte de los sedimentos se deposita en las tierras atravesadas por el agua. A partir de este dato se hacen estimaciones de los daños causados por el factor sedimentación.

El análisis coste-beneficio es el procedimiento usualmente utilizado para la evaluación de estos fenómenos. Uno de los inconvenientes que presenta este tipo de metodología es el de evaluar todas las componentes monetariamente. Sin embargo, en la realidad, es muy difícil asignar valores monetarios a la riqueza acuática de un río —fauna y flora, utilización como espacio recreacional y deportivo— por lo que el coste-beneficio resulta muy complicado de aplicar en el contexto que estamos comentando. La utilización del enfoque de programación multicriterio permite evitar las

estimaciones monetarias. Dentro de este tipo de enfoque se pueden considerar como objetivos a optimizar, por ejemplo la minimización de la cantidad de sedimentos que fluye hacia el río, la maximización del valor actual neto de los agricultores de la zona considerando los distintos sistemas de labranza y manejo, etc. Dicha metodología combina el enfoque multicriterio con el análisis coste-beneficio integrando objetivos monetarios y no monetarios.

II.3. *Impactos del riego sobre la cantidad y la calidad de las aguas*

La agricultura de regadío compite en el uso del agua con las demás actividades como el consumo urbano y el industrial. Actualmente en España se riegan más de tres millones de hectáreas utilizando el 80% de los recursos hídricos disponibles (Ferrando, 1990). Además la calidad del agua en sus cursos naturales se ve cada vez más deteriorada ya que el uso de grandes cantidades del agua para riego supone la reducción del caudal de los cursos de agua, y por ende su capacidad de dilución. Este fenómeno se agrava frecuentemente por la cada vez mayor cantidad de agua de drenaje —cargada en sales, productos químicos y tóxicos...— que vierte en los ríos y/o acuíferos.

El agua constituye uno de los tres medios fundamentales de difusión y contaminación por plaguicidas y fertilizantes juntamente con la atmósfera y el suelo. El riego, vía percolación y escorrentía, provoca el lavado de los productos que están en el suelo pasando a las aguas freáticas, ríos y aguas subterráneas. El resultado es la contribución a la destrucción de la fauna en estas aguas. Los fertilizantes se utilizan en la mayoría de los casos en exceso, debido a la creencia de que las plantas estarán de esta forma mejor alimentadas (Díaz et al., 1989) o bien para evitar el riesgo de obtener bajos rendimientos (Shortle y Dunn, 1986). El nitrógeno es el elemento que se encuentra con más frecuencia como contaminante de las aguas ya que su utilización es mayor que la de los demás elementos orgánicos disolviéndose además con más facilidad.

a) Contaminación por productos químicos

Los productos químicos a los cuales nos referimos son los plaguicidas, herbicidas y fertilizantes. La agricultura de regadío utiliza cantidades de productos químicos mucho más elevadas que la agricultura de secano. Las aguas, tanto superficiales como subterráneas, constituyen el principal medio difusor. La contaminación se produce al filtrarse el agua para ir a parar a los acuíferos y/o a los ríos, arrastrando con ella restos de productos químicos. También cuando el agua de riego aplicada provoca escorrentía, gran cantidad de productos químicos se transporta con este flujo hacia las aguas superficiales. Los elementos activos de las fórmulas de los plaguicidas y los herbicidas —que las hacen efectivas contra las plagas y las malas hierbas— son los que les confieren su capacidad tóxica y contaminante. Si a esto se añaden las impurezas resultantes del proceso de producción de estos inputs —debido a un control inapropiado— el riesgo de contaminación se agrava considerablemente.

La contaminación por estos productos tiene efectos sobre la salud humana al consumir productos que tienen residuos de plaguicidas y herbicidas o bien al beber agua contaminada. Los impactos sobre el entorno o el ambiente se traducen en la degradación de las aguas superficiales —y/o subterráneas— lo que tiene como consecuencia el deterioro de los espacios recreativos debido a la desaparición de la vegetación y la fauna acuática.

En lo que se refiere a los fertilizantes, cualquier exceso de agua de riego provoca el lavado de los compuestos solubles. El nitrógeno es el más problemático. El fósforo y el potasio son retenidos en los suelos y raras veces se encuentran en las aguas de drenaje (Beltrán, 1990). El nitrógeno es un elemento que se utiliza en mayor proporción y pasa con mucha facilidad a la solución del suelo. Al llegar a lugares donde el movimiento de agua es reducido, el nitrógeno da lugar a un crecimiento muy grande de las algas. El crecimiento y multiplicación de algas puede ser tan grande que impida que la luz llegue a las profundidades, donde las algas morirán. La descomposición de las algas se hace utilizando el oxígeno disuelto en el agua. La disminución de oxígeno, y de alimentos disponibles, provoca el decrecimiento de las poblaciones de seres

vivos del agua. En casos extremos desaparece la vida por completo en el agua y se llega a un proceso de entrofización irreversible (Díaz Alvarez et al., 1989). Golley et al. (1990) han estimado que la eficiencia de aplicación del nitrógeno, para el polígono de La Violada en Aragón, es del 60% aproximadamente. El 10% del nitrógeno aplicado al suelo se pierde en el agua de drenaje y el 30% se pierde por desnitrificación.

Una primera interpretación de este resultado es el hecho de que una reducción del 40% de la cantidad de nitrógeno no altera los rendimientos obtenidos. Sin embargo, es necesario calcular los costes que supondría la introducción de nuevas técnicas para un mejor manejo del agua y de los fertilizantes para poder pronunciarse sobre la viabilidad económica de la reducción propuesta. Ferguson et al. (1990) también han llegado a la conclusión de que la reducción en un 40% de la cantidad suministrada de nitrógeno para el cultivo de maíz —en Nebraska— permite mantener los niveles actuales de rendimientos. Ferguson et al. proponen un sistema de muestreo para calcular las cantidades de nitrógeno disponibles en el agua y en el suelo antes de proceder a la fertilización. Actualmente, en Nebraska, los agricultores pueden acudir a empresas privadas para que les hagan análisis periódicos de muestras de suelos y aguas. Comparando el coste de análisis de las muestras con el beneficio que genera una reducción del 40% de la cantidad de nitrógeno resulta un procedimiento altamente rentable. Weit et al. (1990) han comparado el uso de nitrógeno químico con el uso de estiércol de gallinas para el cultivo de maíz llegando a las siguientes conclusiones: el estiércol es más contaminante que el nitrógeno químico, la presencia de masas forestales cerca de las explotaciones reduce considerablemente el problema de contaminación por nitrógeno, el análisis de muestras de estiércol y del suelo para conocer las cantidades de nitrógeno disponible constituye un buen método para la reducción del nitrógeno en las aguas de drenaje.

Por otra parte, el exceso de nutriente y la alta concentración de pesticidas y otros productos químicos fluyen en los ríos hacia los estuarios —por los cuales se extienden las aguas contaminantes hasta los mares— perturbando las funciones biológicas y ecológicas de este microsistema. En los Estados Unidos se ha estimado

que el 65% del pescado comercializado depende del agua estuarina en algún momento de su vida. Además, los estuarios constituyen un hábitat para una gran variedad de fauna y flora (Crutchfield, 1990). La agricultura no es, sin embargo, la única responsable de la destrucción de la calidad de los estuarios. Junto a las descargas agrícolas, la contaminación industrial y la urbana son los principales causantes del deterioro de los estuarios.

Una de las maneras de controlar las cantidades de estos elementos químicos es a través del análisis de las aguas de retorno —agua de drenaje—. Se deben establecer los límites de toxicidad, o niveles standards, específicos para cada cuenca. La mejora del manejo del agua, vía aumento de la eficiencia de riego, y la concienciación de los agricultores son factores claves para potenciar la lucha contra la degradación de la calidad de las aguas. Cuando los sistemas de riego utilizados son por aspersión o por goteo, los fertilizantes, herbicidas y plaguicidas pueden ser suministrados a las plantas a través del propio sistema de riego.

La administración de fertilizantes, herbicidas y pesticidas, mediante los sistemas de riego, por goteo o aspersión, demanda la instalación de un equipo suplementario. Las ventajas, aparte de limitar los daños ambientales, son la economía en los costes de los productos químicos y la reducción de la compactación del suelo ya que no se utilizarán los tractores y «sprayers» para el tratamiento (Zoldoske y Jorgensen, 1990). La reducción del uso de fertilizantes vía un mejor manejo no es suficiente para lograr las metas ambientales, por lo tanto hace falta una reducción más drástica que ciertamente lleva a una reducción de los rendimientos (Crowder y Young, 1985).

La asistencia a los agricultores por técnicos especializados permitirá el uso de las cantidades adecuadas de estos inputs y en las fechas convenientes, lo que permitirá reducir los daños ambientales debidos al mal uso de los productos químicos.

En realidad la Ley de aguas ha previsto la agrupación de agricultores regantes que utilizan la misma toma de agua en «Comunidades de regantes» —artículo 198— (Reverte y Pérez, 1989). Sin embargo, la Ley no se refiere en absoluto en cuanto a la responsabilidad de los agricultores con respecto a la calidad deteriorada de las aguas de retorno.

Aunque la contaminación agraria es difusa se puede organizar a los agricultores por subcuencas, perteneciendo cada uno de ellos a una subcuenca determinada. Cada subcuenca tendrá sus canales de drenaje —suponiendo el caso de no percolación profunda— y será responsable de controlar las aguas de retorno. Este procedimiento, además de costoso, necesita por parte de la Administración Pública la movilización de especialistas con el fin de delimitar las subcuencas, trazar los canales de drenaje y establecer laboratorios para el control de la calidad de las aguas de retorno. Aunque este planteamiento parece utópico, no deja de ser el camino que tarde o temprano haya que seguir para intentar disminuir los impactos perjudiciales de la agricultura. Hoy en día ya no es suficiente llevar el agua hasta las tierras de secano. Hace falta una planificación no sólo de los recursos agrícolas sino más bien de los recursos naturales como un todo.

b) Contaminación por elementos tóxicos

El agua de riego juega un papel importante en la disolución de algunos microelementos tóxicos presentes en el suelo. Actualmente se consideran problemáticos una lista de 11 elementos tóxicos encontrados en las aguas de drenaje. Cuatro de estos elementos son de relevante peligrosidad para la calidad de las aguas: selenio, boro, molibdeno y arsénico. Todos estos microelementos ponen en peligro la vida de la flora y la fauna cuando sobrepasan los niveles permitidos y pasan a ser tóxicos. El selenio es el elemento más importante ya que es característico de suelos situados en zonas áridas. Se estima que en el Valle del Río San Joaquín el 80% del selenio presente en los cursos de agua es debido a la agricultura de regadío (Johns y Watkins, 1989). La presencia de selenio en «altas concentraciones» en los cursos de agua es el responsable de la muerte de pájaros salvajes («wild birds»), el decrecimiento de su reproducción y la deformación de sus órganos. También el selenio es responsable de la muerte de peces. La toxicidad del selenio depende de su concentración, así como de la forma química bajo la cual se presenta y del tiempo de exposición a la toxicidad (Moore, 1989).

La delimitación de las áreas con problemas potenciales, es decir, con altas concentraciones en elementos tóxicos, para excluirlas de los proyectos de riego constituye la mejor solución preventiva. Si los problemas de toxicidad se han detectado más tarde, esto es, después de la puesta en riego, como es el caso del Valle de San Joaquín, es de suma importancia recurrir a los métodos correctivos. En el Valle de San Joaquín los agricultores tienen ciertas limitaciones a verter las aguas de drenaje hacia los cursos de agua naturales. Para eso los agricultores construyen dentro de sus explotaciones unas áreas de evaporación «evaporation ponds» donde parte del agua de drenaje se evapora, por lo que una parte del selenio movilizado del suelo se va acumulando en las áreas de evaporación, que por ende causa la deformación y mortalidad de las aves acuáticas. Hall et al. (1990) indican que la construcción de áreas de evaporación profundas, con pendientes abruptas de los diques y manteniéndolas sin vegetación aleja las aves acuáticas de estos entornos y por lo tanto evita el problema de toxicidad. Los mismos autores afirman que las técnicas actuales de tratamiento de las aguas de drenaje son caras y no permiten reducir la salinidad de dichas aguas. Johns y Watkins (1990) comparan los costes de tratamiento de las aguas de drenaje —130\$ a 190\$/Ha— lo que permitirá reducir la concentración de selenio y boro con los costes de mejora de manejo y de eficiencia de riego —148\$/Ha—. La mejora de la eficiencia del riego no sólo permite la reducción de los niveles de selenio en el agua de drenaje sino también el nivel de boro y la masa de sales.

Además la mejora de la eficiencia de riego, que supone la reducción del agua de riego, permite que haya más agua en los cursos naturales que permite la mejora de las condiciones de vida de las aves acuáticas y de la fauna y flora en general. Por otra parte, los autores ponen de relieve la necesidad de fomentar la investigación sobre este tema para obtener datos más fiables sobre los niveles tolerables para la preservación de los ecosistemas acuáticos, la protección de la salud humana, la fauna y flora.

c) Salinización de las aguas

La salinidad es uno de los problemas más importantes que enfrenta la agricultura de regadío en las zonas áridas o semi-áridas. El aumento de la salinización, en términos económicos, provoca el descenso de los rendimientos de cultivos y el cambio a cultivos más resistentes en las zonas que utilicen estas aguas (Albisu et al., 1988). La salinidad puede tener origen en el agua de riego o en la composición del suelo. Cuando la salinidad se debe al agua de riego la corrección es difícil y los impactos ambientales a largo plazo son grandes. Aragüés y Alberto (1983) han demostrado, en un estudio realizado sobre la calidad del agua en la cuenca del río Ebro, que las concentraciones salinas aumentan desde la cabecera a los tramos finales, con incrementos anuales del orden de 15 mg/l, siendo los incrementos mayores en aquellos ríos en cuyas cuencas de recepción se encuentran las zonas de regadío del último siglo. En la cuenca del río Colorado se estima que la agricultura de regadío es responsable del 37% de la masa de sales que vierte en el río (Evans et al., 1978).

La exclusión de los suelos con altos contenidos de sales de los planes de regadío es una condición necesaria para la preservación de la calidad de las aguas de los ríos. El problema de salinidad se ve agravado en aquellas zonas que presentan problemas de drenaje natural y/o donde las capas freáticas se encuentran a poca profundidad. La calidad del suelo, la capacidad de drenaje, así como la calidad del agua del riego son factores fundamentales para la toma de decisión en los aspectos de transformación de regadío. La elaboración de planes de drenaje, la estimación de la cantidad y la concentración de las aguas de drenaje son elementos de primera necesidad. La cuenca del río Ebro se caracteriza por la presencia de suelos con alto contenido de sales que han sido transformados en regadío. La presencia de sales en el suelo, junto al uso indebido e inadecuado del agua de riego acentúan la problemática de la salinidad. Quilez et al. (1987) han estimado que una hectárea —polígono de La Violada, Zaragoza— produce unas 21 Tm de sales al año. Una mejora del manejo del agua de riego permite reducir la descarga salina a 15 Tm/Ha y año, o sea, una reducción del 30%. En la actualidad existen varios sistemas de riego

con una eficiencia que varía del 65% (riego por gravedad) al 93% (riego por goteo). La transformación de una zona en regadío implica la elección de la técnica de riego más adecuada para la conservación del medio ambiente y la reducción de los daños previsibles.

Aun cuando la eficiencia de riego es alta, la presencia de aguas de drenaje presenta un problema importante a la conservación de la calidad de los cursos de agua naturales. En Estados Unidos los agricultores pueden verter cantidades limitadas de agua de drenaje hacia el río. Estas limitaciones han obligado a los agricultores a construir dentro de sus explotaciones áreas de evaporación y depósito del exceso de agua de drenaje. Este procedimiento tiene dos inconvenientes; el primero es que se trata de un procedimiento muy caro ya que según Dinar et al. (1988) el área de evaporación ocuparía entre un 20 y 25% del total de la superficie de la explotación bajo las condiciones actuales de eficiencia y manejo del riego. El segundo problema consiste en la pérdida total de la productividad del área de evaporación a largo plazo debido a su proceso de salinización y siendo, en el mejor de los casos, el coste de su recuperación muy alto. Sin embargo, Dinar et al. (1988) proponen un sistema mixto de mejora de la eficiencia de riego y construcción de áreas de evaporación, de la reutilización de una parte de las aguas de drenaje con el fin de encontrar las normas requeridas por la Administración Pública en cuanto a las cantidades permitidas de aguas de drenaje. El modelo se basa en las mejoras de las estrategias dentro de la explotación utilizando la técnica de programación lineal. Los resultados son positivos ya que el área de evaporación ocuparía únicamente entre el 19 y 3% de la superficie total de la explotación y manteniendo los rendimientos de cultivos a niveles del 95-97% con respecto al nivel máximo.

Las plantas de tratamiento y de desalinización de las aguas siguen siendo caras, lo que impide su utilización para tratar las aguas de drenaje. Por lo que, actualmente, la mejor solución es la de minimizar el agua de drenaje vía la mejora de la eficiencia de riego y la concienciación de los agricultores. Actualmente existen técnicas muy avanzadas para la mejora de la eficiencia de riego; una de estas técnicas es la programación del riego. Dicha programación se basa en la disponibilidad de agua —y elementos nutritivos— en el suelo, sobre las previsiones climáticas y los conocimientos

agronómicos de los cultivos. El objetivo es calcular la cantidad adecuada de agua —y fertilizantes— a suministrar al cultivo así como el momento del suministro (Dudek et al., 1981). En Estados Unidos existen actualmente empresas privadas que asesoran a los agricultores en la programación del riego de sus explotaciones, lo que hace el coste de la operación más asequible, ya que el agricultor no tendrá —y no podrá— acumular todo el conocimiento —y el material necesario— para hacer las estimaciones adecuadas. Todos estos procedimientos, entre otros, han sido la respuesta a la Ley de regulación de las aguas de drenaje y del control sobre su calidad para preservar las condiciones ambientales de los cursos naturales de agua. Otra posibilidad de resolver el problema de las aguas de drenaje consiste en la construcción de un canal colector que lleve el agua hacia el mar. Beltrán (1990) indica que las áreas regadas próximas al mar donde la salida de las aguas de drenaje se hace a un tramo de río que sufre el efecto de las mareas, la salinidad de las aguas de drenaje no presenta problema de contaminación. En este caso es muy importante tener en consideración la contaminación por productos químicos así como la posibilidad de lexivación de elementos tóxicos de los suelos cuyos impactos negativos sobre la fauna acuática y la reserva de peces es de gran importancia.

La salinización de las aguas subterráneas es otro de los problemas de la agricultura de regadío. Si el agua de riego proviene de los acuíferos, y si además este agua no es de buena calidad, a largo plazo se destruirá la reserva de dicho acuífero a causa de la salinización. En este caso el aumentar la eficiencia de riego no resuelve el problema. Al aumentar la eficiencia de riego disminuye la fracción de lavado, por lo que será más concentrada en sales. Este agua con alta concentración en sales llega al acuífero y aumenta también su concentración en sales ya que el agua que percola es más concentrada en sales que el agua del acuífero, debido al fenómeno de evapotranspiración de los cultivos (Suárez, 1990). La solución en este caso consiste en incrementar la eficiencia de riego para evitar la sobre explotación del acuífero así como la construcción de canales de drenaje para evitar que la fracción de lavado vuelva a verterse en el acuífero.

Para resumir, se puede decir que hay una gran conexión entre

los diferentes componentes que pueden presentar problemas económicos y ambientales a la agricultura de regadío y a los cursos de agua naturales. Dejar de regar las tierras es una «solución» no óptima por razones obvias ya que gran parte de la producción agrícola proviene de las tierras de regadío además de crear millones de puestos de trabajo en las zonas rurales evitando el problema del éxodo rural masivo y del crecimiento incontrolable de las ciudades. Sin embargo, cualquier plan de puesta en regadío futuro tiene que tener todas las consideraciones ambientales que se han mencionado además de la viabilidad económica y social. Por otra parte, es de suma importancia mejorar la Ley de protección ambiental a través del control y la reducción de los residuos agrícolas y la contaminación agrícola difusa.

III. REGULACION PARA EL CONTROL DE LA CONTAMINACION AGRARIA DIFUSA

La regulación de la contaminación dentro de la Comunidad Económica Europea parte de los principios de establecer «medidas de corrección preventivas» y de «quien contamina paga». Al ser difusa la contaminación agraria hace que resulte muy difícil tanto el control como el establecimiento de las normas. Además, la contaminación agraria no depende únicamente de las variables susceptibles de manejo directo por parte de los agricultores sino también de las variables climáticas y de las condiciones topográficas. En lo que sigue se detallarán y evaluarán algunas de las políticas establecidas para disminuir los impactos ambientales de la agricultura de regadío.

III.1. *Persuasión moral y educación de los agricultores*

El método de la persuasión moral parte del principio de que al explicarles a los agricultores los riesgos que podrían ocurrir al utilizar en exceso los productos químicos y el agua de riego y al

indicarles las mejoras prácticas para disminuir los daños ambientales los agricultores se muestran interesados en participar en el programa de lucha contra la contaminación. Desde el punto de vista político y legal este método parece muy atractivo ya que la Administración Pública se limitará a organizar programas de concienciación y divulgación y evitará la promulgación de leyes que pueden no encontrar eco favorable en los grupos interesados. Además el coste de llevar a cabo este programa no es elevado por lo que no hace falta ningún esfuerzo suplementario para encontrar métodos baratos para la reducción de la contaminación, respetando el principio de «quien contamina paga».

Aunque este tipo de programa podría resultar eficaz a corto plazo, no cabe duda de que a largo plazo resultaría poco interesante, degenerando probablemente en un caos. El fracaso a largo plazo se debe a que la mejora del medio ambiente es incompatible con el mantenimiento del nivel económico de los agricultores. Dicho de otra manera, para mejorar las condiciones ambientales, en la mayoría de los casos, los agricultores tendrán que incurrir en gastos de inversión. Los gastos de inversión de este tipo, generalmente, no permiten las mejoras de la renta de dichos agricultores. Eso hace pensar a los agricultores en invertir su dinero en otras actividades que les traerán más rentabilidad económica. El invertir en infraestructura para reducir los impactos ambientales sólo produce sentimiento de satisfacción al cumplir con el deber —en una sociedad que valora estos principios— en lo que concierne al agricultor, pero sí resulta muy eficiente desde el punto de vista de la sociedad. Un programa con estas características demanda una sociedad con un nivel cultural muy elevado y en el cual lo económico no es necesariamente lo más importante. Dunn y Shortle (1988) indican que la lógica y la experiencia sugieren que este método es de poca eficiencia en una sociedad donde existe una alta competitividad entre las empresas. En este tipo de mercado altamente competitivo las empresas luchan por reducir sus costes de producción y no por adoptar técnicas costosas para reducir los impactos ambientales.

III.2. *Diseño de normas («Design Standards»)*

El método de diseño de normas se refiere a los métodos y regulaciones que los agricultores deben utilizar para evitar los daños ambientales. Así, por ejemplo, para reducir la contaminación por nitrógeno se reglamentan las cantidades de fertilizantes que se deben abonar así como el cultivo y el tiempo de su aplicación (Shortle et al., 1989). Dicho de otra manera, lo que la Administración busca es la reducción de emisión de nitrógeno, por ejemplo, en las aguas de drenaje. En vez de actuar sobre el resultado, es decir la cantidad de nitrógeno que está en el agua, se procede a penalizar el uso excesivo que provoca dicho resultado. Teóricamente este método sería muy eficaz en la reducción de los daños ambientales. Sin embargo, este método se enfrenta a dos grandes problemas:

- i) Las relaciones técnicas entre las cantidades de inputs, el rendimiento y la contaminación no son lo suficientemente precisas para poder establecer las normas. Estas relaciones dependen de variaciones climatológicas, topográficas, edafológicas y tecnológicas. Incluso en el caso de llegar a estimar estos standards, la posibilidad de alcanzar un acuerdo entre la Administración y los agricultores es muy problemática. Además tales normas deberían estar sujetas a reajustes periódicos para tener en cuenta las nuevas tecnologías desarrolladas y los resultados de programas de investigación.
- ii) Una vez se establezcan las normas y se alcance un acuerdo en la sociedad para su adopción, la Administración debe establecer un programa de control y seguimiento de la aplicación de estas normas. Llevar a la práctica tal procedimiento, además de ser muy costoso, parece ser hoy en día imposible, salvo para una cierta gama de productos muy limitada.

La adopción de método de diseño de normas aumentará probablemente los costes de producción y/o disminuirá la renta de los agricultores ya que el establecer un límite, por ejemplo, al uso

de un pesticida, el agricultor deberá encontrar otro sustituto que provoque menos daño pero que, probablemente, conlleve un coste mayor. En el caso de no existir insumo sustitutorio, el agricultor verá reducido su rendimiento y, por ende, su renta, ya que en el estado actual donde rige un exceso de producción la oferta no se verá desplazada.

III.3. Normas de actuación («Performance Standards»)

A diferencia del diseño de normas, las normas de actuación se basan en la cantidad máxima que se pueda permitir como agente contaminante. Así, por ejemplo, se establece que la cantidad de selenio en el agua potable no debe superar los 10 $\mu\text{g}/\text{l}$ (microgramos/l). Dicho de otra forma, este tipo de normas se aplica a las salidas observables de contaminantes donde se puede cuantificar la cantidad y la calidad del producto. Así, por ejemplo, en ciertas zonas regadas de California los agricultores no pueden verter más de ciertas cantidades limitadas de agua de drenaje hacia los cursos naturales. La aplicación de este procedimiento al control de calidad de las aguas es de gran complejidad en el caso de la agricultura. La primera dificultad surge de la complejidad de delimitar las aguas de drenaje provenientes de cada explotación. Aun suponiendo que esto sea posible, la calidad del agua de drenaje proveniente de una explotación no refleja obligatoriamente el resultado del manejo que se está llevando en dicha explotación. Dicho de otra forma, las características topográficas y climatológicas pueden hacer que cantidades de nutrientes, sales y productos químicos sean transportados por escorrentía o por infiltración lateral desde explotaciones limítrofes. Esta situación puede provocar ciertas injusticias a la hora de imponer penalizaciones por los daños ambientales.

Por otra parte, llevar a cabo en la práctica este método puede encontrar impedimentos de tipo legal. Como se ha mencionado antes, este método se basa en las salidas observables de contaminantes. Esto quiere decir que existe, implícitamente, un modelo, teniendo las relaciones técnicas entre inputs, rendimiento y contaminación, y que teóricamente a más inputs más contaminación.

El sistema legal se basa más bien sobre pruebas y evidencias más que sobre estimaciones y modelos imprecisos o poco precisos (Shortle et al., 1989). Sin embargo, desde el punto de vista de eficiencia económica, este método es comparativamente mejor que el método de diseño de normas, ya que no obliga a los agricultores a utilizar ciertas cantidades de inputs sino que les deja toda la libertad de utilizar el conocimiento y la información que tienen para elegir la combinación de inputs que les parezcan oportunas con el fin de respetar la limitación «ambiental» impuesta.

Desde el punto de vista de la equidad el método de diseño de normas parece más atractivo ya que elimina el papel de las variables incontroladas por los agricultores tales como la topografía y la climatología. Este método es aconsejable sobre todo para la reducción de la contaminación por sales que está relacionado con la eficiencia y la cantidad de agua utilizada. Establecer una restricción de agua mensual, o semanal, puede resultar muy útil. Seguramente también una tal solución sería menos costosa para medir los caudales de drenaje y analizar su concentración. De esta manera se obliga a los agricultores a adoptar las tecnologías más eficientes en el uso del agua de riego de una manera indirecta. En este caso se aplica el principio de «quien contamina paga» y los agricultores podrán optar entre invertir en nuevas tecnologías o dejar parte o el total de superficie sin producción. En general, hay que mencionar que el coste de adoptar dichas tecnologías es muy elevado y puede tener impactos muy negativos sobre la renta de los agricultores que es necesario tener en cuenta a la hora de adoptar la política adecuada para reducir los daños ambientales.

III.4. *Incentivos económicos*

Los incentivos económicos parten del mismo principio que el diseño de normas y las normas de actuación. La diferencia consiste en que en vez de utilizar límites o umbrales en términos físicos se establecen incentivos económicos como impuestos o subvenciones. Así, por ejemplo, para limitar las pérdidas de nitrógeno en el agua de drenaje se puede imponer un impuesto al uso de nitrógeno, como fertilizante, o un subsidio a la reducción de la can-

tividad de nitrógeno en las aguas de retorno. La Administración puede prometer una subvención de una cantidad monetaria por hectárea para los agricultores de una subcuenca determinada, por ejemplo, por la reducción de la concentración del nitrógeno de 10 mg/l a 5 mg/l. De igual manera se puede, por ejemplo, establecer un impuesto para el agricultor que utilice más de 130 kg/Ha de fertilizante de nitrógeno, para el cultivo de maíz. Las subvenciones también se pueden utilizar como incentivos para la adopción de nuevas tecnologías o nuevos métodos de manejo, que permitan la preservación del ambiente y por las cuales el agricultor no puede sufragar su elevado coste.

Cuando los agricultores se enfrentan a impuestos o subvenciones para reducir los daños ambientales deberán de buscar las tecnologías adecuadas para maximizar la renta después de impuesto o subvención comparando los costes de adopción de dichas tecnologías con las ganancias en término de subvención o de reducción de los impuestos. De este modo, los incentivos económicos motivan a los agricultores, implícitamente, a la búsqueda de las tecnologías menos costosas (Shortle et al., 1989). El coste de llevar a cabo el método de incentivos económicos puede ser muy alto en el caso de la concesión de subvenciones y puede suponer una carga más sobre los presupuestos de la Administración Pública. En el caso de adopción de impuestos el coste total se reduce al coste de ejecución y control del cumplimiento del método adoptado que se puede compensar con el nuevo flujo de impuestos.

Shortle et al. (1989) afirman que a largo plazo el establecimiento de impuestos para el uso de ciertos inputs químicos —fertilizantes y pesticidas— con efectos adversos sobre el ambiente puede ser el método más eficiente para la protección del ambiente. Hrubovak et al. (1990) explican que un impuesto sobre el uso de inputs químicos aumenta el precio real de dichos productos. El aumento del precio de los inputs agrícolas aumenta los costes de producción y los costes de los productos y reduce la producción total. De este modo, los impactos ambientales causados por el uso de inputs químicos en la agricultura se pueden reducir. Sin embargo, bajo la política agrícola actual, y la apertura a los mercados mundiales existe cierta incertidumbre con respecto a las condiciones económicas en el futuro. Además se deben coordinar las dife-

rentes políticas agrarias para alcanzar las metas deseadas. Así, por ejemplo, la política actual de estabilización de precios y de retiradas de tierras del proceso de producción agrícola (set-aside) puede llevar a contradicciones con la política de establecer impuestos al uso de inputs químicos en la agricultura. Los altos precios agrícolas (más altos que si estuvieran determinados por el proceso de oferta y demanda) y la política de disminuir las tierras dedicadas a la agricultura pueden llevar al uso intensivo de inputs químicos en las tierras aún en producción como sustituto al factor tierra y por ende pueden resultar daños ambientales mayores. En todo caso, el impacto de un impuesto al uso de los inputs químicos sobre el medio ambiente depende en buena parte de la sustituibilidad que puede existir entre los inputs químicos y no químicos y, en especial, entre los factores tierra e inputs químicos.

III.5. *Investigación y desarrollo*

La potenciación de programas de investigación para la búsqueda de nuevas alternativas como tecnologías en el campo agrícola es un método que puede reducir considerablemente los daños ambientales a largo plazo. Los resultados de este método dependen no sólo de la investigación aplicada sino también de la investigación básica. Invertir en investigación siempre ha resultado beneficioso, aunque muchas veces los resultados de una investigación no se pueden aplicar de una manera inmediata. La necesidad de crear grupos multidisciplinarios de investigación y el establecimiento de las prioridades de investigación son de suma importancia para lograr resultados favorables en este campo.

Por otra parte existe la necesidad de hacer participar a los agricultores en los programas de investigación aplicada ya que ello puede tener dos efectos favorables. El primero consiste en abaratar el coste de un proyecto de investigación cuando se puede encontrar un agricultor voluntario que pueda aportar parte de los inputs y trabajo para el proyecto (tierra y trabajo de toma de observaciones). El segundo efecto favorable consiste en la facilidad de propagación de los resultados dentro del conjunto de los agricultores, ya que en este caso el experimento se desarrolla dentro

de su entorno y por personas que tienen contactos directos con ellos. En caso de que no resulte posible la participación directa de los agricultores en los proyectos se debe fomentar el servicio de extensión agraria, quien debe de hacer más rápida la propagación de nuevos conocimientos y técnicas agrícolas.

IV. CONCLUSIONES

Existe en la actualidad un amplio consenso sobre la necesidad de planificar el uso de los recursos naturales dentro de un contexto global e integral. La utilización del principio de desarrollo sostenible o del enfoque ambiental preventivo parece estar un poco lejos de la realidad por diversas razones, entre ellas, la no disponibilidad de datos y la no disponibilidad de los centros decisores, a nivel mundial, a hacer un giro hacia una política ambiental, que suponga cambios profundos en la estructura política internacional. Sin embargo, existe hoy en día una serie de políticas y medidas que pueden reducir el impacto de los daños ambientales. Estas políticas correctivas pueden ser del tipo de persuasión moral, el establecimiento de un impuesto para el uso de inputs químicos así como el fomento de programas de investigación. Antes de establecer este tipo de políticas y someterlas a aplicación es necesario el estudio de su impacto sobre los agricultores y su compatibilidad con las demás políticas agrarias existentes.

BIBLIOGRAFIA

- ALBISU, L. M.; GIL, J. M.; ARAGÜES, R. (1988): «Impacto económico del agua salina en la agricultura de la cuenca del Gallego», *Comunicaciones INIA. Serie Economía*, n.º 25. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- AMIR, S. (1985): «Environmental Quality Protection Through Land Use Planning», *Environmental Policy and Law*, 15, 56-13 págs.
- ARAGÜES, R.; ALBERTO, F. (1983): «Curvas de tendencia salinidad-tiempo de las aguas superficiales de la cuenca del Ebro», Comunicación presentada al congreso *El sistema Integrado del Ebro*, 16 págs. Barcelona. CCHNA.
-

- BARBIER, E. B.; MARKANDYA, A. (1990): «The Conditions for Achieving Environmentally Sustainable Development», *European Economic Review*, 34, 659-669 págs.
- BELTRÁN, M. (1990): «Efectos de las transformaciones en regadío sobre el medio natural», *Curso de evaluación del impacto ambiental de las actividades agrícolas y forestales*. Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza. Zaragoza.
- CONWAY, A. G. (1990): «A Role for Economic Instruments in Reconciling Agricultural and Environmental Policy in Accordance with the Polluter Pays Principle», *VIIth European Congress of Agricultural Economists*, Plenary Paper, 143-160 págs., The Hague. Holanda.
- CRASSON, P. (1987): «Integration of Environmental and Agricultural Policies: Dryland Farming, Soil Conservation and Erosion, The United States Case Study», OECD Workshop. Paris.
- CROWDER, B. M.; YOUNG, E. C. (1985): *Modeling Agricultural Nonpoint Source Pollution for Economic Evaluation of the Conestoga Headwaters RCWP Project*. USDA. Natural Resource Economics Division.
- CRUTCHFIELD, S. R. (1983): «Agriculture's effects on Water Quality», en *Agricultural Food Policy Review*, USDA, *Agricultural Economic Report*, n.º 620. Washington.
- DÍAZ, M. C. A.; GARRIDO, S. V.; HIDALGO, R. G. (1989): *Contaminación agraria difusa*. Centro de Publicaciones. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo.
- DINAR, A.; KNAPP, K. C.; LETEY, J. (1988): «Irrigation Water Pricing Policies to Reduce and Finance Subsurface Drainage Disposal», *Agricultural Water Management*, 16, 151-171 págs.
- DUDEK, D. J.; HORNER, G. L.; ENGLISH M. J. (1981): «The Derived Demand for Irrigation Scheduling Services», *Western Journal of Agricultural Economics*, Dec, 217-227 págs.
- DUNN, J. V.; SHORTLE, J. S. (1988): «Agricultural Nonpoint Source Pollution Control in Theory and Practice», *Maine Resource Economics*, 5, 259-270 págs.
- EVANS, R. G.; WALKER, W. R.; SKOGERBOE, G. V.; SMITH, S. W. (1978): *Evaluation of Irrigation Methods for Salinity Control in Grand Valley*, U.S. Environment protection Agency, Oklahoma.
- FERGUSON, R. B.; EISENHAUER, D. E.; BOCKSTADER, T. L.; KRULL, D. H.; BUTTERMORE, G. (1990): «Water and Nitrogen Management in Central Platte Valley of Nebraska», *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 116 (4), 557-565 págs.
- FERRANDO, G. S. (1990): «Impactos socioeconómicos del regadío», *Curso de evaluación del impacto ambiental de las actividades agrícolas y forestales*. Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza. Zaragoza.
-

- FOX, G.; DICKSON, ED. J. (1989): «The Economics of Erosion and Sediment Control in Southwestern Ontario», *Canadian Journal of Agricultural Economics*, 38, 23-44 págs.
- GOLLEY, F. B.; RUIZ, A. C.; BELLOT, J. (1990): «Analysis of Resource Allocation to Irrigated Maize and Wheat in Northern Spain», *Agriculture Ecosystems and Environment*, 31, 313-323 págs.
- HALL, S. K.; JOHNSTON, W. R.; MILLER, W. (1989): «Agricultural Drainage Water-How Should it be Regulated in California», *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 115 (1), 3-8 págs.
- HERRERO, J. (1990): «Estudio de los suelos para la Transformación en Regadío», *Curso de evaluación del impacto ambiental de las actividades agrícolas y forestales*. Instituto Agronómico Mediterráneo en Zaragoza. Zaragoza.
- HRUBOVCAK, J.; LEBLANC, M.; MIRANOWSKI, J. (1990): «Limitations in Evaluating Environmental and Agricultural Policy Coordination Benefits», *American Economic Review*, May, 208-212 págs.
- JOHNS, G. E.; WATKINS, D. A. (1989): «Regulation of Agricultural Drainage to San Joaquin River», *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 115 (1), 29-41 págs.
- KLAUS, A.; OSBORN, C. T.; COLACCICO, D. (1989): «Soil Erosion: what Effect on Agricultural Productivity», USDA, Economic Research Service, *Information Bulletin* number 556.
- MOORE, S. B. (1989): «Selenium in Agricultural Drainage: Essential Nutrient or Toxic Threat», *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 115 (1), 21-28 págs.
- QUILEZ, D.; ARAGÜES, R.; FACI, J. (1987): «Calibración, verificación y aplicación de un modelo conceptual hidrosalino del sistema "Flujos de Retorno de Riego"», *Investigación Agraria: Producción y Protección Vegetal*, 2 (2), 165-182 págs.
- REVERTE, A. N.; PÉREZ, E. P. (1989): *Legislación de aguas*, Tecnos, Madrid.
- SHORTLE, J. S.; DUNN, J. W. (1986): «The relative Efficiency of Agricultural Source Water Pollution control Policies», *American Journal of Agricultural Economics*, 68 (3), 668-677 págs.
- SHORTLE, J. S.; ABLER, D. G.; BECKER, J. C. (1989): «Non-point Water Quality Consensus-Legal and Regulatory Aspects», *Proceedings of the 1989 National Symposium*, American Society of Agricultural Engineers. Michigan.
- SUÁREZ, D. L. (1989): «Impact of Agricultural Practices on Groundwater Salinity», *Agricultural Ecosystems and Environment*, 26, 215-277 págs.
- TUNER, R. K. (1988): «Pluralism in Environmental Economics: A survey of the Sustainable Economic Development Debate», *Journal of Agricultural Economics*, 39 (3), 352-359 págs.
- WEIL, R. R.; WEISMILLER, R. A.; TURNER, R. S. (1990): «Nitrate Contamination of Groundwater under Irrigated Coastal Plain Soils», *Journal of Environmental Quality*, 19, 141-448 págs.
- ZOLDOSKE, D. F.; JORGENSEN, G. S. (1990): «Careful Chemigation Could Help Growers», *Fruit Grower*, April, 26-28 págs.
-

RESUMEN

El presente trabajo trata de los inconvenientes de llevar a cabo el enfoque preventivo para la lucha contra la contaminación agraria difusa del regadío. La necesidad de evaluar los costes y beneficios así como los impactos ambientales dentro del contexto de la cuenca de un río es puesto de relieve ya que muchos de los impactos generados en una zona afectarán a otras situadas en la misma cuenca. La necesidad de utilizar de una manera más eficiente el recurso agua resulta de primera urgencia. A medida que se aumenta la eficiencia del riego la contaminación por nitrógeno, fertilizantes y elementos tóxicos se ve reducida. Sin embargo, esta reducción no resulta suficiente para preservar el medio ambiente. Para llegar a una agricultura sostenible hace falta el uso de mecanismos para incentivar y/o penalizar a los agricultores con el fin de lograr las metas ambientales que se fijan.

RESUME

Le present article explique les difficultés de pouvoir mettre en pratique l'approche preventif de lutte contre la pollution agricole diffuse. La nécessité de l'évaluation des coûts et benefices ainsi que les impacts sur l'environnement dans le context d'une unité coherente tel que le bassin d'une rivière est mis en relief. Cette nécessité nait du fait qu'une partie des impacts negatifs d'une region irriguée donnée peuvent bouleverser l'équilibre d'une autre region située dans le même bassin. L'amélioration de l'efficacité de l'irrigation permet non seulement l'économie en eau mais aussi une réduction de pollution par l'azote, fertilisants et autres produits chimiques utilisés. Cependant, pour atteindre une agriculture en équilibre avec l'environnement des mecanismes de regulations doivent entrer en jeu por motiver et/ou penalizer les agriculteurs afin de respecter les buts qui seront fixés.

SUMMARY

This paper presents the inconvenients to carry out the preventive approach in order to control the nonpoint pollution of irrigated agriculture. The need to consider a geographically and environmentally sound unit in planing irrigation projects is emphaized. This is urgent because many of the negative effects of an irrigated area are recieved in the other areas. The improvement of irrigation efficiency leads not only to a reduction in water use but also permits the reduction of environmental impacts as salinity and toxicity due to chemical use. Nevertheless, to meet a sustainable development of agricultre, regulations must be implemented, in order to incentive or/and penalize farmers to contribute to the achievement of the enviromental goals.
