

CONTAMINACIÓN DEL AGUA Y POLÍTICA AGROAMBIENTAL. TEORÍA Y PRÁCTICA

Rosario Pérez Espejo. Instituto de Investigaciones Económicas, Universidad Nacional Autónoma de México.

Resumen

El objetivo del presente trabajo es discutir el problema de la contaminación de los recursos hídricos por las actividades agropecuarias, desde la dos ópticas: la teórica, donde se establecen las bases conceptuales para la internalización de los costos ambientales mediante la puesta en marcha de medidas de política ambiental y, b) la práctica, con el ejemplo de la aplicación de un instrumento regulatorio a una actividad ganadera en México. Para ello, se parte de la importancia de los impactos de las actividades agropecuarias en la calidad del recurso agua que ha sido documentada en diversas investigaciones realizadas por organismos internacionales, dependencias gubernamentales y centros de investigación. Se analizan los instrumentos diseñados para el control de las descargas puntuales y se ilustra su efectividad con un estudio sobre la porcicultura mexicana. Para el caso de las descargas no puntuales del sector agropecuario, se rescatan las aportaciones teóricas más relevantes, tanto para la parte agrícola como para la pecuaria. Se pone énfasis en los problemas conceptuales que llevan al empleo de instrumentos “*second best*” y en los retos –conceptuales y de información- que significa el diseño de instrumentos costo efectivos para el sector. Como políticas alternas se describen los diferentes programas que se incluyen en las iniciativas voluntarias y se termina con una serie de estadísticas que muestran la necesidad urgente de una política ambiental para la agricultura mexicana. Se concluye con la necesidad de impulsar investigaciones multidisciplinarias de largo aliento que genere la información básica para el modelaje y posterior establecimiento de instrumentos económico-ambientales viables económicamente y eficientes ambientalmente.

contaminación del agua-política agroambiental-teoría y práctica

Introducción

El sector agropecuario es el principal usuario de los recursos suelo y agua y de acuerdo con estudios llevados a cabo en diversos países (Shortle y Abler, 2001), su más importante contaminador. Documentos de la Agencia para la Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA, 2000), de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO, 1997) y de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE, 1998), concluyeron que la agricultura con su alta demanda de agua para riego, fertilizantes, pesticidas y otros agroquímicos y el extraordinario dinamismo de las ganaderías intensivas, son la causa principal de deterioro del recurso agua, tanto en los países desarrollados, como en los que están en desarrollo.

El estudio de la FAO de 1997 sostiene que la calidad del agua es un problema de dimensión mundial que incide en forma directa e indirecta en la salud, en el funcionamiento de los ecosistemas, en la seguridad alimentaria al comprometer la base de la producción de alimentos y en el bienestar general de la población.

Con base en estudios realizados por la Organización Mundial de la Salud, el documento de la FAO señala que las enfermedades más comunes asociadas a las aguas de riego contaminadas son el cólera, fiebre tifoidea, ascariasis, amibiasis, giardiasis y E. Coli enteroinvasiva, así como perturbaciones de tipo hormonal.

Cuatro millones de niños mueren cada año como consecuencia de enfermedades diarreicas debidas a infecciones transmitidas por el agua. Citando otros estudios sobre el tema (Reif, 1987), la FAO señala que existe una relación

positiva entre el incremento de la malaria y la esquistosomiasis con la construcción de embalses

Los aspectos críticos de la relación agua-agricultura como son su baja productividad y las prácticas agrícolas vinculadas al riego, ocupan un lugar clave en el tratamiento que el WEHAB *Working Group* (2002) da a la reagrupación de los grandes temas de la Agenda 21: agua, energía, salud, agricultura y biodiversidad.

Al deterioro de la calidad del agua provocada por el sector agropecuario contribuyen varios factores: un escaso conocimiento de las técnicas de riego, el deterioro sistemático de la infraestructura hidráulica, el inapropiado uso de fertilizantes, pesticidas y otros agroquímicos, las altas concentraciones animales asociadas a un inadecuado manejo de sus residuos y, particularmente, el fracaso en la aplicación del principio “el que contamina paga”.

En países como México, ese principio y las medidas de política ambiental destinadas a internalizar costos ambientales –entre ellos el de contaminación del agua– no se aplican al sector agropecuario o su aplicación es ineficiente. A las dudas más que justificadas sobre la capacidad del sistema económico para internalizar los costos ambientales, se suma la fragilidad de las instituciones responsables de lograrlo.

En el marco de los planteamientos anteriores, los objetivos del presente trabajo son: plantear, de manera breve, las bases teóricas de los incentivos y las regulaciones ambientales, discutir la aplicación de una norma a las descargas puntuales de las granjas porcinas en México, plantear los principales problemas que enfrenta el diseño de instrumentos económicos para las descargas no

puntuales del sector agropecuario y señalar las limitaciones y resultados de las políticas ambientales alternativas sustentadas en iniciativas voluntarias.

I. Incentivos y regulaciones para la contaminación puntual

En la década de los setenta la economía ambiental proporcionó a los tomadores de decisiones de política las bases teóricas para la aplicación de un conjunto de instrumentos y medidas para internalizar los costos ambientales y hacer operativo el principio “el que contamina paga”.

La contaminación ambiental se consideró como una de las expresiones más claras de una “externalidad”, una ineficiencia del mercado, cuya internalización, al no alcanzarse el óptimos de Pareto, requería la intervención del gobierno. Ésta se lleva a cabo bajo dos enfoques fundamentales: el de mercado y el regulatorio.

Desde una óptica teórica diferente, el economista Ignacy Sachs propone el concepto de “ecodesarrollo” para plantear la necesidad de un nuevo estilo de desarrollo rural que conciliara los objetivos sociales y económicos del crecimiento, con un manejo adecuado de los recursos naturales. Para ello se movió en un amplio marco conceptual que incluyó a la economía política, la teoría de sistemas, la aplicación de técnicas de costo-beneficio y la planificación a largo plazo.

Durante los ochenta, la política ambiental se orientó, fundamentalmente, por el enfoque regulatorio; subsidios e impuestos se aplicaron sólo de manera marginal; sin embargo, la recesión económica de principios de los noventa provocó graves problemas de empleo y los impuestos pigouvianos o “verdes”, empezaron a desplazar a los impuestos al trabajo en el contexto de una reforma impositiva que modificó la agenda ambiental. (Ekins, 1999).

A los impuestos verdes se les asignan una serie de ventajas sobre las regulaciones: 1) Se reduce el riesgo de evasión porque se administran a través de las estructuras fiscales existentes; en cambio, las regulaciones requieren inspecciones *in situ*; 2) se incentiva la reducción de contaminantes porque a medida que éstos disminuyan, el beneficio total de la empresa aumenta; 3) Estimulan a las empresas a depositar fondos para la investigación y el desarrollo de tecnologías que reduzcan la contaminación y, 4) Reducen las emisiones de contaminantes asociados al contaminante gravado.

La teoría puede ser prometedora, pero en la realidad el establecimiento de impuestos verdes es sumamente complejo por la incertidumbre sobre los costos del daño asociado a un contaminante en particular y por los problemas que representa la monetarización de costos y beneficios.

Determinar los costos marginales ambientales requiere información científica y económica de muy difícil o costosa obtención por parte de la agencia reguladora: 1) La producción real de bienes de la empresa; 2) La “dosis” de contaminantes que esa producción genera; 3) La acumulación de contaminantes a largo plazo, sus efectos en el ser humano y la respuesta a ese daño y, 4) La evaluación monetaria del costo del daño (Turner *et al.* 1994)

A estos obstáculos hay que agregar la reducción de beneficios de la empresa; de allí la oposición sistemática de los sectores empresariales de la industria y la agricultura a que se establezcan este tipo de impuestos y en cambio, aceptar las regulaciones que son más fáciles de evadir.

Las normas, a diferencia de los instrumentos de mercado tienen como punto de partida una tecnología que permite la reducción de contaminantes a los límites máximos permitidos para cada uno de ellos.

La política ambiental en la mayor parte del mundo, tiene como base el enfoque regulatorio; sin embargo, normas e instrumentos económicos se aplican sólo en forma marginal en el sector agropecuario, debido entre otras causas, a las características inherentes a las descargas difusas, a las cuales no se les pueden adaptar tecnologías de “fin de tubería”.

II. Aplicación de una norma al sector porcino mexicano

Las descargas puntuales de las ganaderías intensivas se identificaron como un “foco rojo” ambiental en sendos informes de la OCDE (2003a y 2000b) sobre el impacto de la liberalización del comercio en el ambiente y sobre los efectos de las medidas agroambientales en la producción y el comercio.

En 2003, esta Organización publica un estudio específico sobre la porcicultura, ganadería que proporciona un estupendo ejemplo para el análisis de las interrelaciones apoyos–apertura–producción-ambiente, y que se ha convertido en una fuente de preocupación creciente en la mayor parte de los países miembros de la OCDE por su impacto en la calidad del agua y aire.

En ese estudio, México se considera como un país donde el riesgo de contaminación por nitrógeno proveniente de las granjas porcinas era bajo a escala nacional, pero tan alto como el de los países con el riesgo más alto, a escala regional.

Por su parte, la Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte (CCA, 2003), realizó un amplio estudio en los países que conforman el Tratado de Libre Comercio de América del Norte sobre las normas para las operaciones de las grandes unidades ganaderas intensivas, en virtud de los efectos ambientales particulares que generan.

En México, la agricultura no está regulada ambientalmente; sin embargo, las actividades que generan descargas puntuales (como las granjas porcinas), están sujetas a una regulación de tipo general sobre descargas de aguas residuales¹.

En un estudio sobre la aplicación de esta norma en el sector porcícola², la internalización del costo ambiental se equiparó al costo de cumplir con la norma 001, integrándose de tres formas: 1) Con el costo de la inversión en sistemas de tratamiento que permitiera cumplir con la norma 001, más su costo de operación y depreciación; 2) Con los costos del inciso 1) más el pago de derechos cuando los sistemas de tratamiento no cumplen con la norma 001 y, 3) Por el pago de derechos cuando no existe un sistema de tratamiento.

La investigación concluye que la norma 001 es ineficiente económica y ambientalmente por las siguientes razones:

- 1) Una regulación como la norma 001 basada en concentraciones, es injusta para actividades sujetas a la variabilidad e incertidumbre de la naturaleza.

Obliga a analizar el agua residual, proceso caro cuyos resultados –dadas

¹ NOM-001-SEMARNAT-1997 que establece límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. En adelante norma 001 o NOM 001.

² Pérez R. (2006) Granjas porcinas y medio ambiente. La contaminación del agua en La Piedad, Michoacán. IIEc y FMVZ, UNAM e INE, SEMARNAT. Ed. Plaza y Valdés.

las enormes varianzas que se obtienen- no pueden constituir un punto de partida razonable para cobrar un derecho;

- 2) La norma 001 es regresiva porque en términos relativos (por unidad de producción animal), pagan más los porcicultores pequeños que los medianos y grandes; es además injusta, porque resulta más cara para la porcicultura, actividad que produce alimentos, que para la industria o los municipios.
- 3) Dadas las economías de escala, también existe inequidad en la inversión en sistemas de tratamiento la cual representa entre el 1.5 y el 2.3% de la inversión total en las granjas grandes, entre el 0.8 y el 9.1% en las medianas y puede alcanzar hasta el 11.8% en las pequeñas.
- 4) Ninguna granja de las analizadas estaba cumpliendo con la norma porque todas rebasan por lo menos uno de sus parámetros; esto se debe a que el análisis costo beneficio que fundamentó su viabilidad económica se basó en las descargas altamente diluidas de los sistemas de tratamiento municipales y de las industrias química, textil, azucarera, del hierro y el acero y petrolera. Estas actividades pueden cumplir con la norma con un tratamiento secundario, no así la porcicultura que requiere uno terciario y por tanto es económicamente ineficiente en esta actividad.

III. Instrumentos para las descargas difusas del sector agropecuario

Los instrumentos económico-ambientales para las descargas puntuales no están exentos de limitaciones, entre ellas, la dificultad para monetarizar beneficios, la incertidumbre sobre los daños y la falta de información, entre otros. Sin embargo,

el efecto de las regulaciones en el mejoramiento de la calidad del agua es innegable, sobre todo en países donde las normas van acompañadas de apoyos financieros y de programas de educación, y donde existe una vigilancia eficiente por parte de la autoridad reguladora.

La vigilancia y cumplimiento de regulaciones es posible gracias a la madurez de las instituciones involucradas en estas acciones, pero sobre todo al hecho de que se aplican a descargas que se pueden observar y cuantificar.

En el caso de las descargas no puntuales, éstas no se pueden observar y su cuantificación es prácticamente imposible por razones técnicas y económicas; por tanto tampoco se puede identificar al responsable de la descarga y el monitoreo de ésta resulta imposible.

Esta es la situación de la agricultura de riego, parte de la de temporal, la ganadería de campo con altas concentraciones de animales, los corrales de engorda y las ganaderías intensivas cuando el agua residual se emplea para riego agrícola.

III.1 Instrumentos para las descargas del sector agropecuario

Los problemas particulares de las descargas difusas del sector agropecuario han dado lugar al desarrollo de una “teoría de las descargas no puntuales”. El artículo pionero del que se derivan variantes que van avanzando y al mismo tiempo complejizando el análisis, es el de Griffin y Bromley quienes aportan el concepto “función de producción no puntual” (FPNP) para medir, en forma directa, las emisiones contaminantes de la agricultura que no podemos observar.

Las FPNP relacionan opciones de producción, con emisiones que se estiman a partir de modelos hidrológicos y estadísticos, y constituyen la base para la toma de decisiones ambientales.

La expresión del modelo es como sigue: para la *i*ésima granja la FPNP es:

$$r_i(x_i, \alpha_i)$$

donde:

- r_i son las emisiones no puntuales o FPNP
- x_i es el vector ($1 \times m$) de opciones de producción y control de contaminación (insumos) y
- α_i representa las características físicas del lugar (tipo de suelo, topografía)

Esta FPNP representa un estimador (un *proxy*) perfecto de las descargas no puntuales (DNP) no observables, a diferencia de las emisiones puntuales (de un tubo o una chimenea) que se pueden observar sin error. Cuando la autoridad ambiental fija un objetivo a un cuerpo de agua, la estimación parte de las concentraciones ambientales (*ambient concentration*) que incluyen la suma de emisiones puntuales y no puntuales, los niveles naturales prevaecientes de contaminación ζ y las características y parámetros de la cuenca ψ :

$$a = a(r_1, \dots, r_n, e_1, \dots, e_s, \zeta, \psi) (\partial a / \partial r_i \geq 0 \quad \forall_i, \partial a / \partial e_k \geq 0 \quad \forall_k)$$

donde:

- r_i son las emisiones no puntuales para la *i*ésima granja
- e_k son las emisiones puntuales para la *k*ésima fuente

- ζ indica los niveles prevalecientes de contaminación en la cuenca
- ψ son las características y parámetros de la cuenca
- $(\delta a / \delta r_i \geq 0 \quad \forall i, \delta a / \delta e_k \geq 0 \quad \forall k)$

A partir de estas relaciones determinísticas y con base en los principios de optimización, los autores construyen cuatro tipos de instrumentos ambientales económicamente eficientes para las DNP agrícolas: 1) Un impuesto (o subsidio) basado en el monitoreo de insumos (o de los productos) a partir de la FPNP; ejemplo, un impuesto sobre fertilizantes o sobre la pérdida estimada de suelo; 2) Un sistema de estándares para la escorrentía estimada; ejemplo: normas sobre la pérdida estimada de suelo; 3) Subsidios (o cargos) a las prácticas de manejo en cada granja, dependiendo que la FPNP sea positiva o negativa; ejemplo: impuestos a las aplicaciones de nutrientes; 4) Un sistema de estándares sobre prácticas de manejo; ejemplo: empleo de labranza cero.

Los modelos de Griffin y Bromley constituyeron el principal punto de partida para el diseño de instrumentos de control económicamente eficientes para las DNP, pero incluían dos supuestos irreales: 1) Que el regulador conoce los beneficios que obtienen los agricultores cuando modifican sus prácticas de manejo (esto es, que no existen problemas de información) y, 2) Que la escorrentía de las unidades agrícolas puede ser determinada sin error sólo observando las prácticas de manejo.

A partir de este modelo, Shortle y Dunn publican en 1986 un modelo más sofisticado, en el que reconocen que las emisiones no puntuales no son

determinísticas, sino estocásticas y no observables, que los procesos de destino y transporte de contaminantes también son estocásticos y que existe asimetría en la información entre el agente regulador y el productor.

Bajo estas especificaciones, la observación de los insumos de la granja en la FPNP ya no es un sustituto perfecto para medir las emisiones sin error; los agricultores no pueden controlar sus descargas con certeza, pero pueden optar por controles de producción y contaminación para influir en la distribución (de probabilidades) de los niveles posibles del escurrimiento.

Shortle y Dunn estimaron los mismos cuatro instrumentos que Griffin y Bromley, agregando tres consideraciones: información diferencial sobre los costos de cambiar las prácticas de manejo, la impracticabilidad de un monitoreo directo y preciso y la naturaleza estocástica de la contaminación no puntual. Con el empleo de modelos hidrológicos que no eliminan, sino reducen la incertidumbre sobre la magnitud de las DNP, concluyeron que el instrumento de mayor eficiencia era una regulación a las prácticas de manejo.

Dos años después, Kathleen Segerson (1988) publica un artículo que modifica radicalmente el enfoque mantenido hasta ese momento, cuestionando la eficiencia del énfasis puesto por autores anteriores en lo que se conoce como “mejores prácticas de manejo”.

Segerson plantea que las regulaciones directas y los incentivos sobre la escorrentía estimada como instrumentos para controlar las DNP, son ineficientes e impracticables. Ella propone trasladar el eje de la observación y estimación de las emisiones, a los niveles de contaminación ambiental de un cuerpo de agua,

estableciendo para el contaminador individual un impuesto ambiental (*ambient tax*) que variará proporcionalmente con las concentraciones ambientales.

El cambio fundamental que introduce Segerson, es que descarta la observación de las emisiones, ya sea directa o indirectamente, y reorienta la política de control al cuerpo de agua. El cargo o el subsidio que se establezca, dependerá de que se rebase -o se esté por debajo- de un nivel objetivo de calidad del cuerpo de agua, dejando al productor la selección de la tecnología de producción y tratamiento, y sugiriendo una estrategia mínima de monitoreo aleatorio.

Después de revisar las aportaciones de Segerson, Cabe y Herriges, Hansen y Horan, las cuales, en términos generales dejan sin resolver el problema de información y llegan a tasas de impuestos excesivas, Romstad (2003) plantea incentivos más directos para resolver las DNP del sector agrícola, proponiendo un enfoque sofisticado de participación “de equipo” de los múltiples agentes que descargan a un mismo cuerpo de agua.

Respecto de Segerson encuentra que cuando las funciones de daño son convexas, la tasa óptima de impuesto varía entre los contaminadores; esto hace su enfoque altamente demandante de información y conduce a cargos excesivos a nivel agregado.

En 2001, los investigadores Shortle y Abler sistematizaron la información proveniente de 34 estudios realizados entre 1979 y 2001 en los EUA (29), Gran Bretaña (2), Noruega, (1), Canadá (1) y el Mar Báltico (1). Desde el punto de vista espacial, estos estudios abarcaron la escala internacional, nacional, regional, municipal, las cuencas, valles y planicies. Las “bases” de los instrumentos

evaluados incluyeron mayormente el nitrógeno y los nitratos (cinco estudios cada uno), fósforo, salinidad, nutrientes, atrazina, fertilizantes, pesticidas, sedimentos, erosión, alachlor y químicos en general, así como combinaciones de estos contaminantes.

Entre los instrumentos económicos evaluados con mayor frecuencia en estos estudios se encuentran las normas sobre insumos (8 casos), las “asignaciones de menor costo”³ (7 casos), impuestos sobre insumos (4 casos) y diversas combinaciones de impuestos y estándares sobre insumos y emisiones estimadas. Algunos de estos estudios enfocaron su análisis al mercadeo de fuentes puntuales, a los estándares de diseño, los de desempeño y a la evaluación de tecnología verde.

III. 2 Instrumentos para la ganadería

Robert Innes publica en 2000 un artículo basado en un modelo espacial de producción regional ganadera en el cual los daños ambientales son resultado de determinados arreglos espaciales de las instalaciones productivas y de las prácticas de manejo observables y no observables.

Innes consideró tres tipos de efecto ambiental de la ganadería: 1) Derrames de las instalaciones de almacenamiento; 2) Filtración de nutrientes y 3) Escorrentía atribuida a la aplicación de estiércoles a los cultivos; incluyó también la contaminación directa generada en granjas: olores, plagas y gases.

Las políticas que examina son: 1) Un impuesto directo sobre operaciones ganaderas; 2) Una regulación de escala que limita el número de animales por

³ “*Low Cost Allocation*” (LCA), que son equivalentes a implementar estándares costo-efectivos.

acre; 3) Un impuesto a los fertilizantes y, 4) Regulaciones para el manejo y almacenamiento, incluyendo estándares para la protección de tormentas y el transporte de estiércoles.

Innes también parte de la imposibilidad de monitorear directamente los resultados ambientales y considera que si el gobierno pretende que el ganadero asuma su costo ambiental, se deben regular las opciones de manejo observables que lo afectan. Éstas son: 1) La capacidad de las lagunas de almacenamiento para evitar derrames; 2) El número de animales *ad hoc* para la instalación pecuaria y, 3) La distancia entre granjas.

Innes llega a las siguientes conclusiones:

(a) Aún con regulaciones para el manejo de residuos animales, los productores tendrán incentivos para producir más animales en instalaciones más grandes y/o más numerosas de lo indicado por la eficiencia. La razón es que los productores, aunque tengan un manejo apropiado de residuos, no asumen los costos de una producción excesiva de animales: riesgo de derrames, exceso en la aplicación de estiércoles y una mayor contaminación ambiental en general. Señala que gracias a los beneficios ambientales de la dispersión, se puede obtener un nivel de producción a escala regional con menos instalaciones, produciendo cierto número de animales en instalaciones más pequeñas, pero más numerosas y no con menos instalaciones pero más grandes.

(b) Una regulación sobre manejo de residuos aislada, no lleva a un arreglo espacial de la producción eficiente; ésta puede mejorarse regulando el tamaño de la instalación ganadera y la entrada a la actividad, o combinando un límite en el número de animales por acre, con un límite directo en el tamaño de la instalación.

(c) Cuando el gobierno no puede regular en forma directa la aplicación de estiércoles, los agricultores siempre aplicarán más y no sólo sustituirán el fertilizante químico, provocando un incremento en la escorrentía. El exceso en la aplicación de estiércoles aumenta con el tamaño de la instalación y con proximidad a otra granja. La eficiencia económica se logra regulando las prácticas de aplicación (opción observable) y los efectos ambientales de esas prácticas. Un incremento en el precio de un fertilizante químico debido a un impuesto, incentivará a transportar el estiércol a mayor distancia, reduciendo su aplicación en tierras cercanas a la granja y la escorrentía.

(d) El gobierno también puede promover la eficiencia regulando las decisiones que afectan la posibilidad de derrames y filtraciones de las instalaciones de almacenamiento. Se pueden regular los requisitos de las lagunas para recibir la mayor tormenta “de 24 horas en 25 años” sin que haya derrames y modificar esta regulación con el tiempo, para que refleje los cambios en la intensidad de la producción ganadera. Por ejemplo, un estándar más alto (para una precipitación de “48 horas en 10 años”) puede ser más eficiente

La propuesta de Innes hace abstracción de algunos fenómenos que sería importante modelar: la heterogeneidad de las localizaciones y de las empresas y los costos de aplicación de la norma (*enforcement*).

En 2004, Kaplan *et al.* evaluaron los efectos de una regulación que restringe la aplicación de estiércoles a los cultivos, en los precios al consumidor, la producción y el empleo agrícola. Se basan en un complejo modelo que incluyó 55

regiones de los EUA, 33 insumos, 44 productos agrícolas y procesados, más de 5 mil empresas agrícolas y más de 90 unidades ganaderas⁴.

El estudio encontró que cuando las tasas de sustitución de nutrientes inorgánicos por orgánicos permanecen cerca, o en los niveles actuales, los efectos secundarios en los precios son suficientes para compensar a la mayoría de los productores avícolas y ganaderos, por el costo de cumplir con la restricción.

Pero a tasas mayores, los costos involucrados (transporte y análisis de estiércoles, análisis de suelos y desarrollo de un plan de manejo de residuos), superan los efectos compensadores de los precios, dando lugar a una reducción en los beneficios netos tanto de agricultores como de ganaderos.

La restricción en la aplicación de nutrientes no sólo afecta costos y beneficios; los consumidores pueden enfrentar precios más altos (en particular de productos avícolas y lácteos), la producción ganadera puede disminuir y los gastos en mano de obra probablemente se reduzcan, aunque con impactos heterogéneos entre regiones y escenarios.

Los efectos ecológicos adversos atribuidos a los nutrientes de los estiércoles en las aguas superficiales y subterráneas de los EUA, ha motivado políticas agroambientales dirigidas a reducir esas descargas. Pero según Kaplan, no importa cuan bien intencionadas sean esas políticas, es posible que aparezcan efectos potenciales secundarios indeseables de los cambios en el equilibrio de mercado.

⁴ Sólo se consideró el caso del cumplimiento de la restricción de nutrientes por parte de las grandes unidades ganaderas CAFO's (*Concentrated Animal Feeding Operations*)

En suma, existen impactos potenciales no anticipados en ciertas regiones de los EUA debido a la heterogeneidad económica y ambiental; en algunas regiones, los impactos pueden ser positivos: incrementos en los beneficios netos de la ganadería y la avicultura; en otras, pueden ser indeseables: incremento en la filtración de nitrógeno al agua del subsuelo. Estos efectos variables ilustran la necesidad de llevar a cabo análisis regionales y sectoriales para evaluar políticas de gran alcance.

IV. Las iniciativas voluntarias

Como hemos visto brevemente, el diseño de instrumentos de política ambiental para las DNP agrícolas y pecuarias entraña enormes dificultades metodológicas y delicadas implicaciones políticas. Esto ha llevado a los gobiernos a optar por medidas de tipo voluntario para reducir los efectos ambientales del sector.

En las iniciativas voluntarias se contemplan cuatro tipos de programas: 1) Educativos; 2) De investigación y desarrollo; 3) Pagos verdes y, 4) Cumplimiento para la conservación. Las iniciativas voluntarias son medidas indirectas que ni requieren, ni inducen cambios en el comportamiento; sólo inician algunas acciones que, al final, intentan motivar al agricultor a cambiar sus prácticas productivas de manera voluntaria y, como último resultado, se espera una mejoría en la calidad del ambiente.

Educación

Los programas educativos y de asistencia técnica son un componente importante en la prevención de la contaminación no puntual en muchos países.

Estos programas son populares por dos razones: su costo es menor al de otros porque generalmente se tiene la infraestructura para llevarlos a cabo y porque existen evidencias empíricas de que la educación puede ser efectiva para que los agricultores adopten ciertas prácticas ambientales, especialmente si les reportan beneficios económicos.

Entre las prácticas que pueden ayudar a proteger y mejorar la calidad del agua y que en muchos lugares han mostrado rendir mayores beneficios que las prácticas convencionales, se encuentran la labranza de conservación, el manejo de nutrientes y las prácticas de riego.

Investigación y desarrollo (I yD)

En años recientes, se ha manifestado un creciente interés en tecnologías agrícolas “alternativas”, “amigables ambientalmente”, “orgánicas”, “verdes”, “sostenibles”, etc⁵. Desde el punto de vista ambiental, éstas pueden clasificarse, de manera gruesa, en tecnologías de prevención (que eliminan o reducen materiales peligrosos, energía, agua, etc.) y de abatimiento de contaminación. Las primeras actúan en la fuente de la contaminación y las segundas a la salida. En los países desarrollados se ha puesto mayor interés –tanto en la agricultura como en otros sectores– en el cambio en los procesos productivos, que en las tecnologías de limpieza.

Existe una vasta literatura económica que data de los 70's sobre el desarrollo y adopción de tecnologías ambientales amigables.

⁵ Otras técnicas del menú de la agricultura verde son: manejo integrado de plagas, liberación de insectos estériles y benéficos, diseminación de insectos con hormonas sintéticas, rotación óptima de cultivos, liberación de nuevas variedades con propiedades de resistencia a plagas y enfermedades, organismos genéticamente modificados (con todo el debate que traen consigo), variedades de cereales que fijan el nitrógeno y otras.

Apoyos verdes

Son pagos a los productores que se basan en las acciones que toman para reducir la contaminación no puntual o en el probable resultado ambiental de esas acciones. El nivel del apoyo está determinado por varios factores y las bases a las cuales se aplica (manejo o medidas de desempeño ambiental), determina si el apoyo efectivamente es “verde” o no. Por ejemplo, un apoyo para reducir el uso de nitrógeno es un apoyo verde, aún si el nivel de pago al que se establece indica que su principal propósito es transferir ingresos.

Las políticas agro-ambientales forman parte del conjunto permitido en la “caja verde” de las negociaciones comerciales internacionales, siempre y cuando tengan una distorsión mínima en precios, producción y comercio. En términos estrictos, el único apoyo verde que no alterara la producción, son los subsidios dirigidos exclusivamente a actividades de abatimiento, que probablemente no son costo-efectivos y quizá tampoco mejoren el ambiente. Un programa realmente costo-efectivo alterará las prácticas productivas y las alternativas de uso del suelo, afectando, inevitablemente la producción y el comercio.

Los subsidios verdes fuera de los términos de la Organización Mundial de Comercio, sólo pueden tener lugar como parte de un paquete de reformas a la política agrícola que incluya la reducción de apoyos a precios e ingresos y que se negocie internacionalmente.

Cumplimiento para la conservación

Los mecanismos de cumplimiento ligan los beneficios de los programas de apoyo, con cierto nivel de desempeño ambiental. En los EUA, la Ley de Seguridad Alimentaria (*Food Security Act* de 1985 y vigente a la fecha), estipulaba medidas

de cumplimiento para la conservación (CC) para reducir la erosión del suelo y requería que los productores en el programa de cultivos (trigo, granos forrajeros, algodón, arroz) cuya granja tenía un alto grado de erosión (AGE), implementaran un plan de conservación del suelo que tenía implicaciones en la calidad del agua. El incumplimiento del plan podría resultar en la pérdida del precio de soporte, la tasa de interés o la asistencia en caso de desastres.

Una revisión del programa (1996), encontró que sólo el 3% de aproximadamente de 2.7 millones de unidades que requerían el plan de CC, no había cumplido y que cerca del 95% tenía en funcionamiento un sistema de conservación aprobado por el Departamento de Agricultura de los EUA.

En los EUA, las tasas de erosión del suelo en una superficie de 25 millones de hectáreas con AGE, se han logrado reducir con los programas CC a "T", que es la tasa a la cual el suelo se puede erosionar sin dañar su productividad a largo plazo. Si los planes de conservación se aplicaran en la superficie total con AGE, la tasa anual de erosión hubiera caído de 8.4 a 2.9 ton/ha (USDA y NRCS⁶, 1996)

Una evaluación con base en la superficie con AGE de 1994, indicó que la relación costo beneficio para el programa CC era mayor de 2:1, lo que significa que los beneficios monetarios en calidad del aire, agua y productividad, sobrepasan el costo del gobierno y los productores por lo menos 2 a 1.

Las iniciativas voluntarias constituyen la base de la política ambiental para reducir la contaminación agrícola y mejorar la calidad del agua en muchos países; sin embargo, existe el reconocimiento tácito de que sus efectos indirectos y de

⁶ *National Resources Conservation Service.*

largo plazo, han contribuido muy poco al mejoramiento de la calidad de los cuerpos de agua (Shortle y Abler, 2001)

Otra crítica frecuente a las propuestas técnicas de la agricultura sustentable de las iniciativas voluntarias, señala estas técnicas por lo general, no han ido acompañadas de análisis económicos que convengan de su eficiencia desde el punto de vista de la maximización de los beneficios y del empleo alternativo de la mano de obra (Mausolff, C. y Farber, S., 1995)

En el marco de las iniciativas voluntarias, en México está en marcha un programa que extiende el programa de subsidio al ingreso del productor agrícola que opera la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA, 2003), a predios que se encuentran bajo un proyecto ecológico que incluye prácticas de conservación, restauración y mejoramiento del suelo, en áreas identificadas como “tierras frágiles”.

Estos proyectos abarcan aproximadamente el 0.1% de la superficie cultivable y deben estar validados por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales o por la Comisión Nacional Forestal. A la fecha no se han evaluado los efectos del programa y su seguimiento es nulo.

V. El ámbito de aplicación de la política ambiental en México

En México se cultivan alrededor de 20 millones de hectáreas (n⁶ha) de las cuales 6.4 n⁶ha (32% aproximadamente) son de riego. La agricultura utiliza el 78% del agua que se extrae y la ganadería, en forma directa, sólo el 2%; en cambio, ocupa 112 n⁶ha. que representan el 56% del territorio nacional (www.semarnat.gob.mx).

En México no se cuenta con información sobre el impacto de la agricultura en la calidad de los cuerpos de agua; sin embargo, la Comisión Nacional del Agua (www.cna.gob.mx) ha señalado que la agricultura, la deforestación y un mal manejo de basura son responsables del 70% de la contaminación de los recursos hídricos.

El Sistema Nacional de Calidad del Agua muestra que del total del aguas superficiales el 25% está altamente contaminada, el 65% regularmente contaminada y sólo el 10% se considera agua limpia.

Sobre la degradación de los suelos, la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales señala que un 28% de este proceso se debe a prácticas agrícolas inadecuadas, 35% al sobrepastoreo y 29% a la deforestación (www.semarnat.gob.mx); agricultura y ganadería son responsables del 66% de la degradación de los suelos.

El gobierno mexicano ha reconocido que a pesar de que existen evidencias innegables de los impactos negativos del sector agropecuario en la calidad del agua y de los suelos, éste carece de una política ambiental que procure reducir esos impactos (Programa Nacional de Medio Ambiente y Recursos Naturales 2001-2006).

Entre las razones que explican este vacío en la política ambiental nacional se pueden mencionar: 1) La falta de investigación sistemática y de largo aliento sobre el tema; 2) Se carece de la información básica para diseñar medidas ambientales y para tomar decisiones que tiendan a resolver el problema; 3) La consideración de que la agricultura -en términos generales y sin atender a su patente heterogeneidad- constituye un sector altamente sensible por el número de

personas que todavía forman parte de su población económicamente activa, porque produce bienes básicos y porque es el reducto de la población más pobre del país.

Sin embargo, no es posible omitir el hecho de que también a este sector pertenecen empresarios agrícolas altamente tecnificados e integrados que han podido aprovechar las oportunidades que brinda la apertura comercial y la falta de una normatividad ambiental. Estos productores detentan un poder político real que influye fuertemente en las políticas agrícolas de subsidio, las cuales a su vez, son una de las causas del deterioro ambiental.

Conclusiones

1. La aplicación de una política ambiental al sector agropecuario es un capítulo pendiente en la mayor parte del mundo y, particularmente, en países en desarrollo. Las causas son de carácter metodológico, pero también de índole política.
2. Estudios llevados a cabo por diversos organismos gubernamentales, internacionales y por universidades de varios países, apuntan al importante papel del sector agropecuario en la contaminación del agua. En México, prácticamente no hay referencias sobre el tema.
3. Los problemas conceptuales del diseño de instrumentos económicos y regulaciones para el sector agropecuario y la oposición de grupos de productores agrícolas a ser regulados, han propiciado que se opte por medidas de cumplimiento voluntario cuyos efectos en la calidad del agua, son cuestionables.

4. La política ambiental mexicana para el sector agropecuario se limita a la aplicación de una norma genérica sobre descargas (puntuales) de agua residual y un programa ecológico de cumplimiento voluntario, Procampo Ecológico, que está inserto en el programa general de apoyos al campo y que sólo se aplica en el 0.1% de la superficie agrícola.
5. Investigaciones sobre el cumplimiento de la norma sobre descargas de aguas residuales en porcicultura muestra su ineficiencia económica y ambiental.
6. Es imperativo realizar estudios multidisciplinarios sobre la contaminación del agua por la agricultura que puedan servir de punto de partida para establecer una política ambiental ecléctica para el sector agropecuario, que incluya no sólo las medidas ortodoxas regulatorias y de mercado, sino también los diferentes programas que forman parte de las iniciativas voluntarias.

Referencias bibliográficas

- Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte (2003): *Análisis comparativo de las normas para las operaciones de ganadería intensiva en Canadá, Estados Unidos y México*, Éditions Yvon Blais. A Thompson Company, Montreal Canadá,
- Comisión Nacional del Agua (2002): Estadísticas del agua: <http://cna.gob.mx/eCNA/Espaniol/Directorio/Fefault>
- Ekins, P. (1999) "European environmental taxes and charges: recent experience, issues and trends". *Journal of Ecological Economics*, 31, pg. 39-62
- FAO (1996). *Control of Water Pollution from Agriculture*. Irrigation and Drainage Paper 55
- Griffin, R.C. and Bromley, D.W. (1982): "Agricultural runoff as a nonpoint externality: a theoretical development", *American Journal of Agricultural Economics*, 64:37-49
- Innes, R. (2000). "The Economics of Livestock Waste and Its Regulation", *American Journal of Agricultural Economics*, 82, (February 2000): 97-117
- Kaplan. D. J., Johansson C. R. and Peters M. (2004): "The Manure Hits the Land: Economic and Environmental Implications when Land Application of Nutrients is Constrained", *American Journal of Agricultural Economics*. 86 (3) (August 2004): 688-700

- Mausolff, C. and Farber, S. (1995) “An Economic Analysis of ecological agricultural technologies among peasants farmers in Honduras”. *Ecological Economics* 12, 237-248
- OCDE (1998). Agriculture and the Environment. Issues and Policies. Paris.
- OCDE (2000a) Domestic and International Environmental Impacts of Agricultural Trade Liberalization, COM/AGR/ENV/(2000)/FINAL
- OCDE (2000b) Production Effects of Agri-Environment Policy Measures: Reconciling Trade and Environment Objectives. COM/AGR/ENV/(2000)133/FIN
- OECD (2003) Agriculture and the Environment. Issues and Policies. The Pig Sector. Paris
- Programa Nacional de Medio Ambiente y Recursos Naturales 1995-2000.
- Programa Nacional de Medio Ambiente y Recursos Naturales 2001-2006.
- Pérez, R. (2002) El costo ambiental en las granjas porcinas de La Piedad, Michoacán. Revista Estudios Agrarios, No 21. Procuraduría Agraria. p. 31. México
- Romstad, Eirik (2003). “Team approaches in reducing nonpoint source pollution”, *Ecological Economics* 47 (2003) 71-78
- Segerson, K. (1988) “Uncertainty and Incentives for Nonpoint Pollution Control “, *Journal of Environmental Economics and Management* 15, 87-98
- SAGARPA (2003) Apoyos y Servicios a la comercialización Agropecuaria. PROCAMPO. Predios bajo Proyecto Ecológico.
- SEMARNAT Sistema Nacional de Información Ambiental y de Recursos Naturales. www.semarnat.gob.mx

- Shortle, S. J. and Dunn, W. J. (1986) “The Relative Efficiency of Agricultural Source Water Pollution Control Policies” *American Journal of Agricultural Economics* 68 (3): 668-677
- Shortle J.S. & Abler, D. (2001) Environmental Policies for Agricultural Pollution Control. CABI UK. 224 p.
- Turner, K., Pearce, D., Bateman, Y. (1994). Environmental Economics. London. Harvester Wheatsheaf
- USEPA (2000) The Quality of our Nation’s Waters: A summary of the National Water Quality. US EPA Office of Water. EPA-841-5-00-001
- Wu Junjie and Segerson K. (2001). “The impact of Policies and Land Characteristics on Potential Groundwater Pollution in Wisconsin”. *American Journal of Agricultural Economics* 77 November 2005; 1033-1047
- www.WEHAB Working Group (2002)