



Análisis de la sustentabilidad del uso del recurso hídrico bajo tres estilos de producción hortícola en el Cinturón Hortícola Platense

Deluchi, Saúl Gastón¹; Claudia Flores^{2,4}; Santiago Javier Sarandón^{2,3}

¹Agencia de Extensión Rural. INTA Bariloche; ²Curso de Agroecología. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata; ³Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires; ⁴cflores@agro.unlp.edu.ar

Deluchi, Saúl Gastón; Claudia Flores; Santiago Javier Sarandón (2015) Análisis de la sustentabilidad del uso del recurso hídrico bajo tres estilos de producción hortícola en el Cinturón Hortícola Platense. Rev. Fac. Agron. Vol 114 (2): 287-294

En la región hortícola de La Plata, Argentina, coexisten diversos sistemas de producción (convencional bajo invernáculo, convencional al aire libre, orgánico bajo invernáculo y orgánico al aire libre), los cuales utilizan diferentes cantidades de agua y generan diferentes impactos potenciales sobre su calidad. Se analizaron los volúmenes de agua subterránea extraídos para regar los cultivos de tomate (*Lycopersicon esculentum* Mill.) y lechuga (*Lactuca sativa* L.) en estos sistemas y el impacto potencial de los modelos de producción sobre la calidad del recurso. También se consideró la percepción de productores y técnicos acerca del agua. Dicho análisis se enmarcó en un enfoque de sistema y bajo un criterio de sustentabilidad fuerte. Los distintos modelos productivos difirieron tanto en los volúmenes de agua de riego demandados, como en el impacto potencial sobre su calidad. Los cultivos bajo cubierta utilizaron un mayor volumen de agua subterránea que los realizados al aire libre, generando una mayor presión sobre las fuentes de agua subterráneas. Las producciones bajo cubierta fueron menos eficientes en el uso de agua que las realizadas al aire libre. En las producciones convencionales al aire libre se encontró un mayor riesgo potencial de deterioro de la calidad del agua debido al mayor riesgo de lixiviación de pesticidas y nitratos. Por su parte, la valoración y percepción sobre el recurso hídrico por parte de productores no parece adecuada para el logro de un manejo sustentable del mismo. Se concluye que es necesario revisar el actual paradigma productivo dado que el mismo pone en riesgo la posibilidad de satisfacer las necesidades más básicas: el agua para beber y los alimentos que con ella se producen.

Palabras clave: indicadores, agroecosistemas, Agroecología, huella hídrica, producción orgánica

Deluchi, Saúl Gastón; Claudia Flores; Santiago Javier Sarandón (2015) Sustainability analysis of water use in three models of horticultural production in La Plata. Argentina. Rev. Fac. Agron. Vol 114 (2): 287-294

In La Plata horticultural region, Argentina, different production systems (conventional and organic greenhouses, organic and conventional outdoor with different degrees of intensification) coexists, which use different amounts of water and produce different potential impacts on their quality. In these systems the volumes of groundwater extracted to irrigate crops of tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill.) and lettuce (*Lactuca sativa* L.) and the potential impact on the quality of the resource were analyzed. The perception of farmers and technicians on water was also considered. A system approach and a strong sustainability criteria was taken into account. The different production systems differs both in water requirements for irrigation and on the potential impact on water quality. Greenhouse system used a higher volume of groundwater than outdoors crops, defining greater pressure on underground water sources. Greenhouse agriculture was less efficient in using water than those made outdoors. Conventional outdoor productions had superior potential for deterioration in water quality due to their great leaching risk of pesticides and nitrates. Meanwhile, perception on water resources by farmers does not seem appropriate for achieving sustainable management thereof. It concludes that it is necessary to review the current production paradigm since it endangers the possibility of meeting the most basic needs: drinking water and foods produced with it.

Key words: indicators, Agroecosystems, Agroecology, water footprint, organic production

Recibido: 05/05/2015

Aceptado: 25/11/2015

Disponible on line: 30/01/2016

ISSN 0041-8676 - ISSN (on line) 1669-9513, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, UNLP, Argentina

INTRODUCCIÓN

El reconocimiento creciente de graves problemas ambientales, alimenticios y económicos asociados al sistema moderno de producción de alimentos, ha llevado a una demanda por un desarrollo agropecuario sustentable. En los términos establecidos por el informe Brundtland, la sustentabilidad se refiere a un desarrollo que permita a la generación presente satisfacer sus necesidades sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras de hacer lo propio (Appelgren & Klohn, 1999). Para ello, la agricultura sustentable debe garantizar ciertas condiciones: suficiencia productiva, viabilidad económica, adecuación ecológica y aceptación social y cultural (Sarandón & Flores, 2009). La adecuación ecológica se refiere a la conservación de la base de los recursos naturales y a la preservación de la integridad del ambiente en el ámbito local, regional y global (Sarandón, 2010). En este sentido, el agua es un recurso central a conservar para lograr la sustentabilidad de los agroecosistemas ya que su disponibilidad en cantidad y calidad es fundamental para mantener los procesos biológicos, la biodiversidad y los ecosistemas, la salud humana y las producciones primarias y secundarias (FAO, 2005). Si bien el agua es, en teoría, un recurso renovable e inagotable, hay dos aspectos que limitan su uso: su disponibilidad y su calidad. En consecuencia, el uso sustentable del agua será aquel que permita conservar o mejorar el recurso, en disponibilidad y calidad, que no perjudique al medio ambiente ni ponga en compromiso la soberanía alimentaria

La producción agropecuaria mundial consume el 70 % del agua utilizada por el hombre, siendo una de las actividades que mayores impactos produce sobre el recurso (FAO, 1993). La actividad agropecuaria modifica la cobertura y las capas subsuperficiales de los suelos provocando cambios en la infiltración, evaporación, transpiración y escurrimiento del agua, modificando el ciclo hidrológico (Miracle, 2006). También se produce el deterioro de la calidad del agua debido a la contaminación por la aplicación inadecuada de fertilizantes y otros productos químicos (FAO, 1993; Molden et al, 2009).

Según Pengue (2007), producir alimentos implica consumir agua, y si bien la agricultura depende necesariamente del agua, el grado de intensificación, a partir de las diferentes maneras de llevar a cabo la actividad productiva y el tipo de cultivo, tendrían una incidencia diferenciada en la utilización del recurso y en el impacto en la calidad del mismo. Para analizar estos aspectos se ha propuesto el concepto de “huella hídrica”, entendido como el volumen de agua consumido para lograr una unidad de ese producto (litros por kilogramo) (Hoekstra, 2003). La huella hídrica está conformada a su vez, por tres tipos de agua virtual: **agua verde**: la proveniente de la lluvia que es evapotranspirada por el cultivo; **agua azul**: la proveniente de fuentes de agua superficiales y subterránea (compite con otros usos humanos) y el **agua gris** que es el agua contaminada luego de cualquier proceso productivo. El cultivo elegido, el tipo de suelo y la tecnología empleada tienen una gran influencia sobre la eficiencia en el uso del agua y sobre la huella hídrica (Gerbens-Leenes et al., 2008).

El Cinturón Hortícola de La Plata (CHLP) es un ejemplo donde coexisten diversos modos de producción con diferentes grados de intensificación. Durante los últimos veinte años, en esta zona, se han producido importantes transformaciones tecnológico-productivas que modificaron radicalmente los agroecosistemas. En la década del '90 aumentó la adopción de invernáculos conjuntamente con el riego por goteo y se incrementaron las aplicaciones de agroquímicos como parte del paquete tecnológico (García & Kebab, 2008; Flores, 2006; Cieza, 2005). Este nuevo esquema de producción basado en la filosofía productivista de la llamada “Revolución Verde”, ha acentuado el impacto ambiental de la producción y la brecha socioeconómica entre los distintos tipos de productores existentes en la región.

En los últimos años, este proceso se intensificó: la implementación del invernáculo se masificó, lo que produjo la cobertura de grandes superficies, favoreciendo el escurrimiento de las precipitaciones sobre la infiltración (García, 2011; Laurencena et al., 2010). La artificialización de los agroecosistemas provocada por el uso del invernáculo reemplazó el uso de agua de lluvia por el de agua subterránea. A su vez, este modelo tecnológico se destaca por su alta demanda y dependencia de agua de riego y de aplicación de agroquímicos.

Por un lado, se incrementó la utilización de agua subterránea (agua azul), para garantizar las demandas hídricas de los cultivos bajo cubierta (García, 2011) lo que, junto al consumo doméstico urbano, pondrían en riesgo la disponibilidad de las fuentes subterráneas de la región. Por otro lado, la calidad del agua en el CHLP también se vería afectada por el aumento de la aplicación de agroquímicos (Auge, 2006).

Sin embargo, el proceso de tecnificación no ha sido homogéneo y en la zona coexisten sistemas productivos convencionales altamente tecnificados con sistemas basados en un menor uso de insumos considerados de menor desarrollo tecnológico¹. A su vez coexisten sistemas con alto uso de insumos químicos con aquellos considerados orgánicos o de base agroecológica que no utilizan insumos químicos. Estos sistemas utilizarían diferentes cantidades de agua para la producción y tendrían un impacto negativo potencial diferente sobre la calidad del recurso hídrico. Se hipotetiza que los sistemas hortícolas más tecnificados tienen mayor impacto negativo sobre la sustentabilidad de uso del recurso hídrico que aquellos menos tecnificados.

Por otro lado, algunos aspectos socioculturales tales como los conocimientos, valoraciones y objetivos de los agricultores definen los diseños y manejos de los recursos. Esto está muy influenciado también por la percepción que tienen los técnicos. En este sentido, el uso inadecuado del recurso podría estar relacionado con la percepción y valorización que tienen, tanto productores como técnicos, sobre dicho recurso. Se presume que el agua, como no se compra ni se alquila, no es percibida como un recurso escaso y susceptible

¹El desarrollo tecnológico de los sistemas productivos del CHLP está vinculado, principalmente, al grado de utilización de invernáculos, cobertura plástica, sistemas de riego por goteo y fertirrigación.

de deterioro por parte de los productores y técnicos y esto atentaría contra un manejo sustentable del recurso.

El objetivo de este trabajo fue determinar el impacto cualitativo y cuantitativo que generan los diferentes sistemas de producción hortícola (convencional bajo cubierta, convencional al aire libre y orgánico) sobre el recurso hídrico en la Región de La Plata y analizar a partir del discurso de productores y técnicos del sector, su relación con el recurso hídrico.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en el CHLP, que cubre un total de 5308 hectáreas donde se encuentran 738 fincas (CHFBA, 2005). Este Cinturón Hortícola constituye la región hortícola más importante de la provincia de Buenos Aires, y una de las proveedoras de hortalizas frescas más relevante del país (García, 2009). Según estimaciones, la superficie destinada a cultivos bajo cubierta supera las 3.000 hectáreas (60% de la superficie hortícola), siendo la región que más superficie posee bajo este modelo de producción (García, 2011).

Se trabajó con estudios de casos en cinco (5) fincas², representando a los diferentes modos de producción encontrados en el CHLP: convencionales bajo cubierta (CBC), convencionales al aire libre (CAL), orgánicos bajo cubierta (OBC) y orgánicos al aire libre (OAL). Se estudiaron en cada sistema, dos de los cultivos característicos y representativos de la región: lechuga y tomate. Se analizó la presión que se ejerce sobre el recurso agua a través de: 1) el volumen de agua extraído para riego (VAER), 2) la relación entre el agua utilizada para riego y la cantidad de agua evapotranspirada por los cultivos, 3) el volumen de agua utilizada para riego sobre biomasa útil producida y 4) el impacto potencial sobre la calidad del recurso. Asimismo, se evaluó la percepción, a partir de su discurso, que los productores y técnicos tienen acerca del recurso hídrico en la región.

El volumen de agua extraída para riego (VAER) en cada establecimiento se estimó teóricamente, a partir de la relación entre la potencia de las bombas de riego, la energía eléctrica consumida por las mismas y el caudal bombeado.

La relación entre el agua subterránea utilizada para riego y la cantidad de agua evapotranspirada por los cultivos se calculó como $I_1 = (V_e / V_c)$ donde V_e : Volumen de agua extraído para riego [m^3] y V_c : Volumen de agua evapotranspirado por los cultivos [m^3]. El volumen de agua utilizado por los cultivos se calculó en base a la evapotranspiración potencial (ETP) y el coeficiente de cultivo (kc). Es un valor teórico que indica el porcentaje del total de agua utilizada por el cultivo que ha sido obtenido de fuentes de agua subterránea. Mientras mayor sea este valor, mayor será

el impacto de este cultivo o modelo productivo sobre el recurso hídrico.

El volumen de agua subterránea utilizada para riego sobre la biomasa útil producida (l/kg) se calculó como $I_2 = (V_e / P_p)$ donde V_e : Volumen de agua extraído para riego [l] y P_p : Peso de biomasa económicamente útil [kg]. Este valor ha sido denominado "huella hídrica azul".

El impacto potencial sobre la calidad del recurso se evaluó a través de indicadores de uso sustentable del agua contruidos para tal fin. Se consideró que un sistema será sustentable cuando las prácticas de manejo utilizadas eviten o disminuyan el riesgo de contaminación por nitratos y el riesgo de contaminación por pesticidas de las aguas subterráneas. La construcción de los indicadores se basó en la metodología propuesta por Sarandón & Flores (2009). Se utilizaron dos indicadores: riesgo de contaminación por nitratos (A) y riesgo de contaminación por agroquímicos (B). Para cada indicador se identificaron dos subindicadores (Tabla 1). Cada uno de los indicadores fue estandarizado a través de una escala de 0 a 4, siendo 4 el mayor valor de sustentabilidad y 0 el más bajo. Luego se ponderaron multiplicando el valor de la escala por un coeficiente de acuerdo a la importancia relativa de cada variable respecto a la sustentabilidad. La información para los cálculos y construcción de indicadores se obtuvo a través de entrevistas semiestructuradas en profundidad y mediciones a campo.

Para evaluar el **riesgo de contaminación por nitrógeno** se consideró como primer subindicador al **balance de nitrógeno** (calculado como la entrada, en $Kg.ha^{-1}$, de dicho nutriente por vía de fertilizantes orgánicos e inorgánicos menos las salidas de N, en $Kg.ha^{-1}$, en los productos de cosecha) dado que un balance de nutrientes positivo puede resultar en la contaminación del agua subterránea. (Koning et al., 1997) y las mayores posibilidades de pérdidas hacia las aguas subterráneas se dan para los nitratos, porque son sales de alta solubilidad. Cuando el nitrógeno se aplica en exceso hay una alta probabilidad de pérdidas que pueden impactar en la calidad del agua (Bruulsema & Lanyon, 2000).

Como segundo subindicador se consideró el **tipo de fertilizante aplicado, momento y método de aplicación** dado que la lixiviación de nitratos a partir de los fertilizantes depende del tipo de fertilizante usado (amoniaco, nítrico u orgánico), el método de aplicación y las condiciones climáticas. En este sentido, la lixiviación de nitratos puede ser mayor cuando el fertilizante está compuesto principalmente por nitratos con respecto a aquellas situaciones en que el nitrógeno orgánico es el principal componente del mismo (Bhumbla, 2002).

La probabilidad de pérdidas de nitratos es mayor cuando todo el nitrógeno se distribuye en una sola aplicación que cuando el nitrógeno es aplicado en forma particionada (Bhumbla, 2002)

Para construir el indicador **riesgo de contaminación del pesticida** se tuvo en cuenta que los factores que influyen en la probabilidad de que los pesticidas lleguen a las aguas subterráneas.

En función de ello se consideró como primer subindicador la **dosis, toxicidad y frecuencia de**

²Existieron casos en donde un mismo cultivo (lechuga) era realizado bajo cubierta y al aire libre pero basados en un mismo estilo de producción, convencional u orgánico.

aplicación del pesticida teniendo en cuenta que para que ocurra lixiviación, una condición necesaria es que el pesticida esté presente en el sistema. La cantidad y frecuencia de aplicación del pesticida, por lo tanto, es uno de los factores que afecta los procesos de lixiviación (Don Wauchope et al., 1994). La reducción en las dosis máximas recomendadas o en el número de aplicaciones por estación, entre otras medidas, pueden contribuir a la mitigación de los niveles de pesticidas en las aguas subterráneas (Don Wauchope et al., 1994)

Como segundo subindicador se consideró el **riesgo de lixiviación del pesticida**, el que está vinculado a tres variables:

Koc: La tendencia a la absorción se mide por el coeficiente de partición de Carbono Orgánico (Koc) (Stiegler et al., 2002). Este coeficiente describe la afinidad relativa o atracción del pesticida por el material del suelo y, por consiguiente, su movilidad en el suelo (Stiegler et al., 2002). Valores del coeficiente por encima de 1000 indican que el pesticida es fuertemente atraído por las partículas del suelo y hay menos probabilidad de que el pesticida llegue a las aguas subterráneas. Los pesticidas con valores por debajo de 300-500 tienen tendencia a moverse con el agua y tienen alto potencial para lixiviarse o transportarse con la escorrentía superficial.

Solubilidad del pesticida: La solubilidad se mide en ppm y mide la facilidad con la que un pesticida puede lixiviarse o moverse con las aguas de escorrentía. Los

pesticidas con solubilidad inferior a 1ppm tienden a permanecer en la superficie del suelo y por lo tanto son difícilmente lixiviados aunque pueden lavarse con la escorrentía. Los pesticidas con solubilidad mayor que 30 ppm tienen mayor probabilidad de moverse con el agua y lixiviarse (Stiegler et al., 2002).

Vida media: La persistencia de un pesticida se mide en términos de vida media (tiempo en días requerido para que un pesticida se degrade en el suelo a la mitad de la cantidad original). En general cuando mayor es la vida media de un pesticida mayor es el potencial para el movimiento del mismo. Un pesticida con una vida media mayor de 21 días puede persistir el tiempo suficiente para lixiviarse o moverse con la escorrentía superficial antes de ser degradado (Stiegler et al, 2002). El discurso de técnicos y productores acerca del recurso hídrico se evaluó mediante entrevistas semiestructuradas en profundidad a 5 productores (una entrevista por caso de estudio) y a 10 ingenieros agrónomos (extensionistas, investigadores, docentes, asesores técnicos y vendedores de insumos) vinculados al sector hortícola de La Plata. Se recabó información acerca del conocimiento sobre la disponibilidad y calidad del recurso hídrico, sobre la percepción del agua como recurso finito y sobre la percepción del impacto potencial de la actividad hortícola sobre la cantidad y calidad del recurso. Los datos recopilados a través de las entrevistas se volcaron en una tabla de síntesis y se analizaron en gabinete.

Tabla 1. Indicadores y subindicadores para evaluar la presión sobre la calidad del recurso hídrico en diferentes estilos de producción hortícola en el Partido de La Plata, Argentina.

Indicadores	Subindicadores	Escalas de estandarización
A. Riesgo de contaminación por nitratos	A.1 Balance de nitrógeno	4- En equilibrio o negativo; 3- Excede hasta el 25% de las necesidades del cultivo; 2- Excede entre el 25% y el 50% de las necesidades del cultivo; 1- Excede entre el 50% y el 75% de las necesidades del cultivo; 0-Excede en más del 75% de las necesidades del cultivo
	A.2 Tipo de fertilizante aplicado, momento y método de aplicación.	4-Únicamente fertilizante orgánico; 3-Combina fertilizante orgánico y mineral particionado durante el ciclo del cultivo y aplicado en el surco; 2-Combina fertilizante orgánico y mineral aplicado a la siembra y/o al voleo; 1-Sólo fertilizante mineral, particionado y/o aplicado en el surco; 0-Sólo fertilizante mineral, aplicado a la siembra y/o voleo
B. Riesgo de contaminación por agroquímicos	B.1. Riesgo de lixiviación del pesticida ³	4-Pesticidas de muy bajo riesgo de lixiviación (biológicos o naturales); 3- Pesticidas de bajo riesgo de lixiviación; 2-Pesticidas de riesgo medio de lixiviación; 1-Pesticidas de riesgo desconocido; 0-Pesticidas de alto riesgo de lixiviación
	B.2 Dosis, toxicidad y frecuencia de aplicación del pesticida.	4-Productos biológicos o naturales de baja toxicidad; 3-Productos de baja toxicidad (categorías toxicológicas III y IV) en dosis y frecuencias adecuadas; 2-Productos de baja toxicidad en dosis y frecuencias superiores a las indicadas; 1-Productos de alta toxicidad (categorías toxicológicas Ia, Ib y II) en dosis y frecuencias adecuadas; 0-Productos de alta toxicidad en dosis y frecuencias superiores a las indicadas

³El riesgo de lixiviación se estandarizó de acuerdo a los valores citados en la bibliografía (Water Quality Initiative, 1995; EXTOWNET, 1996; PAN, 2002) que clasifica a los productos como de alto, mediano o bajo riesgo, de acuerdo a su solubilidad, vida media y Koc. Se consideraron como de riesgo desconocido aquellos pesticidas para los cuales la bibliografía no registra valores.

RESULTADOS

En todos los casos estudiados el agua de riego provino de fuentes subterráneas. Las mayores cantidades de agua extraída para riego correspondieron a los cultivos bajo cubierta, tanto en establecimientos convencionales como orgánicos (Tabla 2). Esto determinó que la relación entre el agua subterránea utilizada para riego y la cantidad de agua evapotranspirada (I_1) fuese mayor en los cultivos bajo cubierta, tanto convencionales como orgánicos. En promedio de las diferentes modalidades el cultivo de lechuga consumió más agua subterránea que el de tomate. Pero el estilo de producción tuvo una gran influencia sobre los volúmenes de agua utilizados y la proporción del agua

subterránea en el volumen total de agua utilizada. En los cultivos al aire libre, el agua subterránea representó sólo un 30 a 50% del agua total evapotranspirada, pero en los sistemas bajo invernáculo esta proporción fue superior al 100 %.

Por su parte, la cantidad de agua subterránea utilizada para riego sobre la biomasa útil producida (I_2) fue mayor en el cultivo de lechuga bajo cubierta que en el realizado al aire libre mientras que para el cultivo de tomate fue mayor en los sistemas al aire libre.

En relación al impacto potencial sobre la calidad del recurso, todos los modos de producción tuvieron un alto riesgo potencial de contaminación por nitratos (Tabla 3) debido al exceso en la aplicación de nitrógeno (A.1).

Tabla 2. Volumen de agua extraído para riego por unidad de superficie (VE), consumo de agua de los cultivos por unidad de superficie (VC), relación entre el agua subterránea utilizada para riego por cantidad de agua evapotranspirada por los cultivos (I_1) y relación entre el volumen de agua extraído para riego y el peso de la biomasa económicamente útil (I_2) para cultivos de lechuga y tomate en sistemas convencionales bajo cubierta (CBC), convencionales al aire libre (CAL), orgánicos bajo cubierta (OBC) y orgánicos al aire libre (OAL). La Plata. 2012.

Cultivo	Estilo de producción	VE [M ³ /ha]	VC [M ³ /ha]	I_1	I_2 [M ³ /T]
Tomate	CBC	3480	3143,4	1,1	19
	CAL	1208	4343,1	0,30	40
	OBC	5999,6	5301	1,10	59
	OAL	1861	3692,1	0,50	23
	Promedio	3137	4119	0,75	35,22
Lechuga	CBC	8069	7092,8	1,10	73
	CAL	2443	7031,2	0,30	41
	OBC	7953	7092,8	1,10	52
	OAL	2671,8	7031,2	0,40	28
	Promedio	5284	7061	0,72	48,5

Tabla 3. Valores obtenidos para los indicadores riesgo de contaminación por nitratos (A) y sus subindicadores balance de nitrógeno, tipo de fertilizante aplicado, momento y método de aplicación, riesgo de contaminación por agroquímicos y los subindicadores riesgo de lixiviación del pesticida y dosis, toxicidad y frecuencia de aplicación del pesticida en cultivos de lechuga y tomate convencionales al aire libre (CAL), convencionales al aire libre (CC), orgánicos bajo cubierta (OBC) y orgánicos al aire libre (OAL). La Plata. 2012.

Indicadores y subindicadores ⁴	Lechuga				Tomate			
	CBC	CAL	OBC	OAL	CBC	CAL	OBC	OAL
Riesgo de contaminación por nitratos	1,5	1,5	2	2	1,5	1	2	2
Balance de nitrógeno.	0	0	0	0	0	0	0	0
Tipo de fertilizante aplicado, momento y método de aplicación.	2	2	4	4	3	2	4	4
Riesgo de contaminación por agroquímicos	2,66	2	4	4	2	0,66	4	4
Riesgo de lixiviación del pesticida	2	0	4	4	2	0	4	4
Dosis, toxicidad y frecuencia de aplicación del pesticida	3	3	4	4	2	1	4	4

⁴El indicador riesgo de contaminación por nitratos, se construyó como el promedio ponderado de los dos subindicadores. Ambos subindicadores fueron ponderados con el valor de 1. El criterio de ponderación fue que tanto un balance de nitrógeno excedentario como una inadecuada

Sin embargo, los modos de producción difirieron entre sí en el tipo de fertilizante aplicado, momento y método de aplicación (A.2). El modelo de producción orgánico presentó los máximos valores de sustentabilidad.

El riesgo de lixiviación del pesticida (subindicador B.1) fue mayor en el sistema convencional siendo crítico para la producción al aire libre. Los sistemas orgánicos, por el contrario, presentaron el máximo valor de sustentabilidad.

Los mayores riesgos para la sustentabilidad del uso del recurso agua se observaron en los sistemas convencionales en relación a las dosis, toxicidad y frecuencia de aplicación de los pesticidas utilizados (subindicador B.2), especialmente en el cultivo de tomate.

En cuanto a la percepción y valorización de los productores y técnicos sobre el recurso, la visión predominante considera al agua como “un recurso que se extrae”, valorándolo, casi exclusivamente, por lo que cuesta económicamente extraerlo. Si bien algunos productores y técnicos percibieron la posibilidad de potenciales problemas por la disponibilidad de agua a futuro, ninguno consideró las posibilidades de su agotamiento.

Otro aspecto relevante es que ninguno conocía con precisión la cantidad de agua que se utilizaba para regar los cultivos. A su vez, la mayoría de los productores y técnicos no percibían la influencia del manejo realizado en la fincas sobre la calidad y cantidad del recurso hídrico subterráneo.

DISCUSIÓN

La conservación de la cantidad y calidad de agua en la producción agropecuaria adquiere particular importancia dado que es la actividad que mayor uso consuntivo hace de la misma y la que mayores impactos puede producir sobre el recurso.

La intensificación de la agricultura en el Cinturón hortícola de La Plata (CHLP), impacta negativamente sobre el agua y su ciclo. Por un lado, existe un aumento en la cantidad de agua extraída del medio subterráneo (Laurencena et al., 2010) y, por el otro, el aumento de la aplicación de agroquímicos y la construcción de pozos que comunican el Acuífero semiconfinado con el libre, son un riesgo de contaminación de los reservorios de agua aptos para el consumo humano (Auge, 2006; Angelaccio & Dalmati, 2001). Sin embargo, en dicho cinturón hortícola existen diferentes modelos de producción que podrían impactar diferencialmente en la calidad y en la cantidad de agua utilizada. Los resultados de este trabajo confirman que,

selección del fertilizante aplicado, del momento y/o del método de aplicación son igualmente riesgosos con relación a las posibilidades de aparición de nitratos en las aguas subterráneas. El indicador riesgo de contaminación por pesticidas se construyó como el promedio ponderado de los dos subindicadores. La ponderación de los subindicadores se efectuó teniendo en cuenta su importancia y confiabilidad. Así se asignó un factor de ponderación 2 a la dosis, toxicidad y frecuencia de aplicación por ser un dato más confiable que el riesgo de lixiviación del pesticida que es un aspecto aún muy poco estudiado para la mayoría de los productos utilizados.

efectivamente, la especie elegida, por un lado, y los modelos productivos, por el otro, presentan diferencias en las cantidades de agua de riego consumidas, en la eficiencia de su uso, y en el impacto potencial sobre la calidad del agua.

Los cultivos bajo cubierta extrajeron mayor volumen de agua subterránea que los realizados al aire libre, lo que señala una mayor presión sobre las fuentes de agua subterráneas. Asimismo, si bien los rendimientos de los cultivos bajo cubierta fueron mayores, la eficiencia de uso del agua fue mayor en los cultivos al aire libre (excepto en el caso del I₂ para tomate bajo cubierta). La menor proporción de agua utilizada en relación a la biomasa útil producida observada en el tomate bajo cubierta se debió a una diferencia en las tecnologías de manejo ocasionadas por la brecha socioeconómica existente en los dos productores seleccionados⁵. Este valor, que se denomina huella hídrica, en este caso correspondería a la denominada agua azul que es aquella obtenida de fuentes subterráneas o superficiales que puede competir con otros usos humanos. (Gerbens-Leenes et al., 2008). Según Mekonnen & Hoekstra (2011) los valores de huella hídrica azul a nivel mundial, para lechuga y tomate serían de 28 y 63 m³/ton respectivamente. En nuestro trabajo, los valores fueron de 48.5 y 35.25 respectivamente, aunque estuvieron muy influenciados por el tipo de agricultura (orgánico o convencional) y por la modalidad de cultivo: invernáculo o aire libre.

En este sentido, los resultados permiten confirmar que la intensificación de los modelos productivos, si bien ha permitido un incremento en la productividad, ha generado grandes modificaciones en el ciclo hidrológico y en la explotación (y en algunos casos sobreexplotación) de las fuentes de agua. Este incremento de la utilización de agua subterránea, a través del bombeo, para garantizar las demandas hídricas de los cultivos bajo cubierta (García, 2011) junto al consumo doméstico, pondrían en riesgo el nivel de las fuentes subterráneas de la región.

Por otra parte, los resultados obtenidos muestran un deterioro potencial de la calidad del agua subterránea. En todos los casos hubo un exceso en la aplicación de nitrógeno que señala un riesgo de contaminación por nitratos (Bruulsema & Lanyon, 2000; Koning et al., 1997). Sin embargo, en cada modelo productivo se utilizaron distintos tipos de fertilizantes que marcaron una diferencia en dicho riesgo potencial. Si bien en todos los casos se realizó fertilización con cama de pollo, en los cultivos realizados de manera convencional también se realizaron aplicaciones de fertilizantes sintéticos (sales de nitrato principalmente) que poseen una gran movilidad en el suelo lo que incrementa la potencial contaminación del acuífero libre

⁵El productor que cultivó bajo cubierta, es un productor altamente tecnificado mientras que el productor que realizó el tomate al aire libre no tenía capacidad económica para adquirir los insumos necesarios para sostener la productividad del modelo. Probablemente, si el productor que produce al aire libre tuviese acceso a mejores insumos y asesoramiento técnico, el rendimiento del cultivo convencional al aire libre mejoraría y con ello, la eficiencia en el uso del agua de riego.

en un principio y, posteriormente, el acuífero semiconfinado.

En el caso de los cultivos al aire libre realizados de manera convencional, esta situación se agrava, ya que la fertilización en una sola dosis (no particionada) combinada con el riego por surco y la exposición al agua de lluvia incrementan las posibilidades de lixiviación. En cuanto a las producciones orgánicas, si bien los balances de N fueron positivos, el riesgo de lixiviación es menor. Esto se debe a que las posibilidades de lixiviación de los fertilizantes orgánicos son menores a la de fertilizantes minerales (Bhumbla, 2002).

Por otra parte, los estilos de producción convencionales presentaron mayor riesgo de lixiviación de pesticidas. Los casos convencionales estudiados se basaron en un esquema de manejo dependiente de la aplicación de pesticidas en forma preventiva, sin una estrategia de monitoreo previo, para el control de las poblaciones potencialmente plagas de los cultivos y sin tener en cuenta que los agroquímicos tienen un alto potencial de contaminar aguas subterráneas por su lixiviación a través del suelo (van Es, 1990). Este riesgo de lixiviación de pesticidas es crítico en los cultivos al aire libre donde el sistema de riego por surco, las precipitaciones (Reynolds et al., 2001; Buttler et al., 1998) y la falta de cobertura vegetal favorecerían su percolación.

Dentro de los dos cultivos analizados, en el tomate se observaron mayores riesgos de contaminación por pesticidas ya que, en el caso del cultivo bajo invernáculo, éstos se aplicaron en frecuencias y dosis elevadas y, en el caso del cultivo a campo, se utilizaron productos de alta toxicidad. En los estilos de producción orgánica esta situación fue completamente diferente. La lógica de manejo de adversidades basada en las rotaciones de cultivos, manejo de la biodiversidad y aplicación de preparados orgánicos no comprometerían la calidad del recurso hídrico dado que la presencia del agrotóxico dentro del sistema es un factor determinante de la contaminación potencial del agua subterránea (van Es, 1990).

Los resultados obtenidos confirman que los sistemas hortícolas convencionales tienen mayor impacto negativo sobre la sustentabilidad de uso del recurso hídrico que los sistemas orgánicos. Sin embargo, si bien pudo confirmarse que los sistemas más tecnificados ejercen mayor presión sobre la cantidad del recurso hídrico y en algunos casos, una menor eficiencia en el uso del agua, el riesgo de contaminación de las aguas superficiales, tanto por nitratos como por agroquímicos, parece ser mayor en los sistemas convencionales menos tecnificados (al aire libre). Sin embargo, cabe destacar que existe poca información sobre el destino de aquellos excesos de fertilizantes y agroquímicos utilizados en los cultivos bajo cubierta los que, al no ser lixiviados por la ausencia de precipitaciones y el sistema de riesgo en forma instantánea, podrían constituirse en fuentes de contaminación a futuro cuando las coberturas plásticas sean removidas para su recambio, por ejemplo. Este es un tema poco analizado y presenta un desafío para investigaciones futuras.

Este incremento en la presión sobre los recursos hídricos derivado del modelo de la "Revolución Verde"

(Toledo, 2002; Gleick, 2000) ha sido acompañado por una percepción del agua como un recurso inagotable y renovable. Si bien en la actualidad esta idea está perdiendo fuerza a medida que a lo largo y ancho del planeta miles de personas ven limitado su acceso a fuentes seguras de agua, los resultados obtenidos en este trabajo señalan que la mayoría de los productores y técnicos encuestados no perciben la posibilidad de agotamiento de este recurso en el CHLP.

Esta valorización y percepción sobre el recurso hídrico por parte de productores y técnicos es un factor que dificulta visualizar el valor ecológico, cultural y socioproductivo que realmente tiene, así como entender el complejo funcionamiento del ciclo del agua y limita, consecuentemente, realizar un manejo sustentable del recurso no solo a nivel de finca sino también a nivel territorial.

Dado que la agricultura es la actividad antrópica que más agua consume en términos de volumen y que el paradigma productivo agropecuario actual lleva a que las fuentes de agua de calidad sean cada vez más escasas se debería revisar el actual paradigma productivo dado el que el mismo está poniendo en riesgo la posibilidad de satisfacer las necesidades humanas más básicas: el agua para beber y los alimentos que con ella se producen.

CONCLUSIONES

Los resultados permiten corroborar que el proceso de intensificación en el CHLP (la generalización del uso del invernáculo) tiene consecuencias para el ciclo hidrológico, y la explotación de las fuentes de agua subterráneas, lo que, de continuar con este modelo, puede afectar su disponibilidad a futuro. Por otra parte, los sistemas convencionales, al aire libre, basados en el uso de agroquímicos, tendrían un mayor impacto potencial negativo sobre la calidad del recurso hídrico.

BIBLIOGRAFÍA

- Angelaccio, C.M. & D. Dalmati.** 2001. Ambiente. Diagnóstico de Calidad de Vida en el Partido de La Plata. Observatorio de Calidad de Vida. La Plata. Argentina. Pp 23 – 74.
- Appelgren, B. & W. Klohn.** 1999. Agua y desarrollo. Revista CIDOB d'afer Internacionals Barcelona. España. Nº 45-46. Pp 105-126.
- Auge, M.** 2006. Aguas subterránea. Deterioro de calidad y reserva. Publicación del Dpto. de Cs. Geológicas. Facultad de Cs. Exactas y Naturales. UBA. Buenos Aires. Argentina. 173 pp.
- Bhumbla, D.** 2002. Agriculture practices and nitrate Pollution of Water. West Virginia University Extension Service. 3 pp. Disponible en <http://www.caf.wvu.edu/~forage/nitratepollution/nitrate.htm>. Último acceso: julio de 2012
- Bruulsema, T.W. & L.E. Lanyon.** 2000. Does balancing nutrients protect water quality?. Potash & Phosphate Institute (PPI) and Potash & Phosphate Institute of Canada (PPIC). 4 pp. Disponible en: <http://www.back-to-basics.net/fertilityfacts/pdf> Último acceso: Noviembre de 2011

- Buttler, T., W. Martinkovic & O.N. Nesheim.** 1998. Factors influencing pesticide movement to ground water. Cooperative Extension Service Pesticide Information Sheet. Florida. United State of America. 4 pp.
- CHFBA.** 2005. Datos comparativos correspondientes a La Plata, Municipios de la Región y Total de la Provincia. Censo Hortiflorícola de la Provincia de Buenos Aires. La Plata. Argentina. 40 pp.
- Cieza, R.I.** 2005. Asesoramiento profesional y manejo de nuevas tecnologías en unidades de producción hortícolas del Gran La Plata, Argentina. Scientia Agraria. v 5. N° 1-2. pp 79 – 85.
- Don Wauchope. R., D.B. Baker, K. Balu & H. Nelson.** 1994. Pesticides in surface and ground water. Disponible en http://www.cast-science.org/pwq_ip.htm. Último acceso: julio de 2005
- EXTOXNET** (Extension Toxicology Network). 1996. Pesticide information Profiles. Disponible en <http://ace.orst.edu/cgi-bin/mts> Último acceso: marzo de 2007
- FAO.** 2005. Uso del agua en la agricultura. Enfoques del Departamento de Agricultura y Protección del Consumidor. Disponible en: <http://www.fao.org/ag/esp/revista/0511sp2.htm> Último acceso: julio 2013.
- FAO.** 1993. El problema del agua y la agricultura. El estado mundial de la agricultura y la alimentación. Colección FAO: Agricultura N° 26. Pp 230-250. Roma. Italia.
- Flores, C.** 2006. Evaluación de la sustentabilidad de un proceso de transición agroecológica en sistemas de producción hortícolas familiares del partido de La Plata. Informe final Beca de formación Superior. La Plata. Argentina. 230 pp.
- García, M.** 2011. El Cinturón Hortícola Platense: ahogándonos en un mar de plásticos. Un ensayo acerca de la tecnología, el ambiente y la política. Revista THEOMAI N° 23. Pp 35 - 53.
- García, M.** 2009. Acumulación de capital y ascenso social del horticultor boliviano. Su rol en las transformaciones de la estructura agraria hortícola platense en los últimos años. Tesis de Maestría. Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales (FLACSO). Buenos Aires. Argentina. 145 pp.
- García, M. & C. Kebat.** 2008. Transformaciones en la horticultura platense. Una mirada a través de los censos. Realidad Económica N° 237. Pp 110-134.
- Gerbens-Leenes, P.X., A.Y. Hoestra & T.H. Van der Meer** (2008). Water footprint of bio-energy and other primary energy carriers. Value of water Research Report Series N°29, UNESCO-IHE, Delft, The Netherlands. March 2008. 40p.
- Gleick, P.H.** 2000. El Cambio de Paradigma del Agua. Una Mirada al Desarrollo de los Recursos Hidráulicos en el Siglo Veintiuno. Water International. Vol. 25 N° 1. Pp 127- 138.
- Hoekstra, A.Y.** (ed.).2003 'Virtual water trade: Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade, Delft, The Netherlands, 12-13 December 2002' Value of Water Research Report Series No.12, UNESCO-IHE, Delft, The Netherlands. February 2003. 246p.
- Koning, G.H.J., P.J. van de Kop & L.O. Fresco.** 1997. Estimates of sub- national nutrient balances as sustainability indicators for agro-ecosystems in Ecuador. Agriculture, Ecosystems & Environment 65. Pp.127-139.
- Laurencena, P., M. Deluchi, A. Rojo & E. Kruse.** 2010. Influencia de la explotación de aguas subterráneas en un sector del área periurbana de La Plata. Revista de la Asociación Geológica Argentina Volumen 66 N° 4. Pp 484-489.
- Mekonnen, M.M. & A.Y. Hoekstra.** 2011. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products, Hydrol. Earth Syst. Sci., 15, 1577–1600.
- Miracle, M.** 2006. Consideraciones y casos en torno al ciclo del agua. Polis, Revista de la Universidad Bolivariana Volumen 5 N° 14. Disponible en: <http://polis.revues.org/5105#article-5105> Última visita: julio 2012.
- Molden, D., J.M. Faurès, C.M. Finlayson, H. Gitay, J. Muylwijk, L. Schipper, D. Vallée & D. Coates.** 2007. Setting the scene. Water for Food, Water for Life: A Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture. Londres. Inglaterra. Pp 41 – 53.
- PAN (Pesticide Action Network).** 2002. Pesticide Database. Disponible en <http://www.pesticideinfo.org> . Último acceso: Junio de 2006
- Pengue, W.** 2007. Agua virtual, agronegocio sojero y cuestiones económico ambientales futuras. Revista FRONTERAS Año 5 N° 5. Pp 14 – 25.
- Reynolds, W.D., C.A. Campbell, C. Chang, C.M. Cho, J.H. Ewanek, R.G. Kachanoski, J.A. MacLeod, P.H. Milburn, R.R. Simard, G.R.B. Webster & B.J. Zebarth.** 2001. Agrochemical Entry into Groundwater. Agriculture and Agri-Food Canada. 7 pp. Disponible en <http://sis.agr.gc.ca/cansis/publications/health/chapter10.html>. Último acceso: diciembre de 2012
- Sarandón, S.** 2010. La Agroecología: Su rol en el logro de una agricultura sustentable. Curso de Agroecología y Agricultura Sustentable dictado en el CEPT 15 “El Chajá” Partido de 9 de Julio. Capítulo 2. La Plata. Buenos Aires.15 pp.
- Sarandón, S. & C.C. Flores.** 2009. Evaluación de la sustentabilidad en agroecosistemas: Una propuesta metodológica. Revista Agroecología Volumen 4. Pp 19-28.
- Stiegler, J.H., J.T. Criswell & M.D. Smolen.** 2002. Pesticide in Ground Water. Oklahoma State University. Division of Agricultural and Natural Resources. Cooperative Extension Service. Extension Facts N0 7459. 4pp Disponible en <http://www.agweb.okstate.edu/pearl/wqs/f-7459.pdf>. Último acceso julio de 2002
- Toledo, A.** 2002. El agua en México y el mundo. Gaceta Ecológica. N° 64. Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal. Distrito Federal. México. Pp 9 – 18.
- Van Es, H.M.** 1990. Pesticide Management for water quality. Principles and practices. 10 pp Disponible en: <http://psep.cce.cornell.edu/facts-slides-self/facts/pestmgt-water-qual-90.aspx> Último acceso: agosto de 2012
- Water Quality Initiative.** 1995. Assessing the risk of groundwater contamination from pesticide storage and handling. Publication WQ652. Disponible en <http://muextension.missouri.edu> Último acceso: octubre de 2004