

## CAPÍTULO 15

### Residuos de cosecha con fines bioenergéticos: el rastrojo de maíz

Alberto Acevedo<sup>1</sup>, Gustavo Cruzate<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Instituto de Suelos, Centro de Investigación de Recursos Naturales, Los Reseros y Las Cabañas s/n, 1712 Castelar, Buenos Aires, Argentina.

E-mail: [acevedo.alberto@inta.gob.ar](mailto:acevedo.alberto@inta.gob.ar)

#### Introducción

El progresivo agotamiento de los combustibles fósiles convencionales sumado al aumento del consumo de energía y de las emisiones de gases de efecto invernadero ha demandado la búsqueda de fuentes de energía alternativas, renovables, sustentables, eficientes, rentables y con menores emisiones. (Nigam y Singh, 2011).

Durante la transición dos términos han adquirido significativa notoriedad: biomasa y biocombustibles. Se entiende por biomasa la fracción biodegradable de productos de desecho y residuos procedentes de la agricultura, silvicultura y de las industrias relacionadas, así como de la fracción biodegradable de residuos industriales y municipales (Directiva 2003/30/CE). Desde un punto de vista de aprovechamiento energético, la biomasa se caracteriza por poseer bajo contenido en carbono y elevado contenido en oxígeno y en compuestos volátiles, estos últimos son los que concentran una gran parte del poder calorífico de la biomasa. Si bien el poder calorífico depende mucho del tipo de biomasa considerada y de su humedad, esta característica y el bajo contenido en azufre la convierten en un producto singularmente atractivo para ser aprovechado energéticamente.

En tanto, se designan biocombustibles a los combustibles renovables que se producen a partir de materias primas de origen agropecuario, agro-forestal-industrial o desechos orgánicos, motivo por el cual constituyen una de las tantas formas de energías renovables. Su nivel de contaminación es menor que otros combustibles tradicionales, dado que su combustión no produce compuestos de azufre y sus emisiones de dióxido de carbono netas son prácticamente nulas. Por su estado, los biocombustibles se pueden clasificar en líquidos (bioetanol y biodiésel), gaseosos (biogás) y sólidos (pellets de madera, leña, briquetas de caña, etc.); en tanto que de acuerdo a la materia prima empleada para su elaboración los biocombustibles pueden ser de primera, segunda o tercera generación (Acevedo, 2013).

Los combustibles de primera generación, basados en el empleo de los cultivos tradicionales, se han producido comercialmente en varios países, representando una alternativa para hacer frente a la demanda mencionada al inicio (Nigam y Singh 2011). El etanol es el combustible de primera generación más conocido y se puede obtener a partir de la fermentación de biomásas ricas en azúcares (tallos de caña de azúcar y sorgo alcoholero azucarero y tubérculos de remolacha azucarera) y en almidones (granos de maíz, trigo y cebada y tubérculos de yuca, entre otros). Para la elaboración del biodiésel, basada en la transesterificación de los glicéridos, se usa aceite de especies oleaginosas, como soja, colza, palma de aceite, girasol y cártamo. Como los procesos de transesterificación se pueden adaptar para usar aceites de variadas fuentes, es factible elaborar biodiésel a partir de algunas especies vegetales terrestres (*Jatropha curcas*, *Ricinus communis*) y acuáticas (*Euglena gracilis*, *Chlorella sp.*), residuos pecuario-industriales (grasa animal) y residuos industriales (aceites usados) (Acevedo, 2013).

Sin embargo, la viabilidad de la producción de biocombustibles de primera generación sería cuestionable pues la utilización de solo una pequeña fracción de la biomasa total de la planta reduce la eficiencia de uso del suelo. Sumado a esto, la expansión de la frontera agrícola para fines bioenergéticos ha despertado controversias en distintos países. Por un lado, la superficie total de la caña de azúcar plantada en Brasil aumentó un 53 % entre 2004 y 2009 debido a la mayor demanda del combustible etanol (FAOSTAT, 2011). La expansión de las áreas de producción de caña de azúcar se adujo a la conversión de tierras abandonadas o degradadas que previamente habían sido taladas para el pastoreo de ganado en los estados del sur, ocasionando deforestación indirecta y desplazando el ganado de cría a las regiones más fronterizas (Goldemberg, *et al.*, 2008; Loarie *et al.*, 2011). Del mismo modo, la demanda de tierra para cultivar maíz para producir etanol aumentó 4,9 millones de hectáreas en los Estados Unidos entre 2005 y 2008, con efectos colaterales de gran alcance sobre la vida silvestre (Fargione *et al.*, 2009) y sobre la sustitución del cultivo de soja existente (Schilling *et al.*, 2008).

Por otro lado, el área cosechada de aceite de palma para la producción de biodiésel aumentó de 5.1 a 8.3 millones de hectáreas en Malasia e Indonesia entre 2000 y 2007, lo que representó un aumento del 63 % que se correlacionó con una duplicación de las importaciones europeas de aceite de palma (FAOSTAT, 2011). Más de la mitad de la reciente expansión de las plantaciones de palma de aceite en la región se produjo a expensas de los bosques, y el resto desplazando las tierras agrícolas existentes (Miyake *et al.*, 2012). En Argentina, la soja es la principal materia prima para producir biodiésel. Desde 1996, año en el que ingresó al país la semilla de soja transgénica,

hasta 2009, año en que se intentó poner un límite al fenomenal avance de la expansión del cultivo de soja, la superficie sembrada ya había crecido algo más de un 143 % (CEPA, 2014). Estos ejemplos no hacen más que poner de manifiesto que una manera de satisfacer la creciente demanda mundial de biocombustibles pareciera restringirse principalmente a los países donde la expansión agrícola es todavía posible, y por lo tanto, la disponibilidad de la biomasa podría ampliarse a expensas del cambio de uso del suelo. En consecuencia, si para satisfacer la mayor demanda de biocombustibles se aumenta el área de siembra de aquellos cultivos de los que solo una parte se emplea como materia prima para generar biocombustibles, la producción de combustibles de primera generación enfrentaría un cuello de botella inminente ya que muy pocos países pueden expandir sus fronteras agrícolas.

Los biocombustibles de segunda generación se diferencian de los biocombustibles de primera generación en dos aspectos claves: 1. las materias primas utilizadas y 2. las tecnologías que se aplican para su fabricación. Es posible obtener bioetanol a partir biomasa lignocelulósica no comestible por el hombre, como ser: madera, especies vegetales (*Miscanthus giganteus*, *Panicum virgatum*, *Arundo donax*, *Pennisetum purpureum*, *Cynodon dactylon*, etc.), residuos forestales (aserrín, leña, arbustos, etc.), residuos agrícolas (tallos, hojas, chalas, marlos, etc.), residuos agroindustriales (cáscaras de arroz y de maní, pulpa y papel, etc.). Para su bioconversión en combustible se debe deconstruir la matriz lignocelulosa de la pared celular vegetal mediante una serie de pasos físico-químicos y eventualmente enzimáticos hasta conseguir glucosas y pentosas, las que se fermentan por acción de levaduras para obtener bioetanol.

Pero también es factible obtener biodiésel sintético a partir de procesos termo-químicos que utilizan la gasificación de la biomasa y el proceso Fischer-Tropsch. Estos procesos se conocen como "biomasa a líquido" (*biomass-to-liquid* - BTL).

Vale aclarar que la expresión biocombustibles de segunda generación tiene una amplia significación que incluye una gran variedad de combustibles y de tecnologías con un considerable número de variantes. Por lo tanto, si se toma como criterio clave el aprovechamiento de la planta completa para la producción del biocombustible líquido, el espectro de los tipos de biocombustibles va desde el bioetanol elaborado a partir de lignocelulosa hasta los combustibles sintéticos, como el biodiésel sintético producido mediante tecnologías de BTL.

La producción de biocombustibles líquidos de primera generación forma parte de una industria establecida en muchos países del mundo y en Argentina, específicamente, se vale de procesos tecnológicos maduros. En el país, la producción de biodiésel a partir del aceite de soja constituye uno de los mayores polos de producción, con tecnología

de avanzada y escala que la posicionan entre las más eficientes del mundo. Hay 35 plantas comerciales de biodiésel que representan una inversión que supera los 1.500 millones de dólares y cuentan con una capacidad instalada de hasta 4.600.000 m<sup>3</sup> de biodiesel/año. La producción de bioetanol se sumó como un eslabón más de agregado de valor al complejo agroindustrial argentino. En el país hay 9 plantas comerciales que producen bioetanol de primera generación a partir del jugo del tallo de la caña de azúcar. Tienen en conjunto una capacidad de producción de 334.300 m<sup>3</sup> de bioetanol/año, lo que representa una puesta en valor y desarrollo de los ingenios localizados en Tucumán, Salta y Jujuy. Hay otras 5 plantas comerciales (3 en Córdoba, 1 en San Luis y 1 en Santa Fe) que producen bioetanol de primera generación a partir del almidón ubicado en el cariopse de maíz. En Córdoba se produce casi el 70 % del bioetanol a base de maíz y el 40 % de todo el etanol argentino. Las 5 plantas totalizan una capacidad de producción de 484.500 m<sup>3</sup> de bioetanol/año, lo que confiere un valor en origen a 1.000.000 toneladas del cereal, aproximadamente. Si se suman las capacidades de producción de las 14 plantas se dispone de 818.300 m<sup>3</sup> de bioetanol/año, cantidad suficiente para cortar el mercado argentino de naftas con el 10 % de bioetanol.

La tecnología para la producción de bioetanol de segunda generación se utiliza en numerosos países del mundo. Si bien en Argentina no se produce bioetanol lignocelulósico, la actividad se asoma como una instancia promisoría que podría complementar la fabricación de bioetanol en aquellas plantas que ya producen el biocombustible de primera generación, particularmente en aquellas que tienen capacidad de destilación ociosa.

Dado este escenario, el objetivo de este trabajo consiste en dar a conocer, desde el punto de vista bioenergético, el estado actual del conocimiento sobre los residuos de cosecha de los cultivos usados como materia prima para producir bioetanol de primera generación en el país. Para elaborar bioetanol a partir de un residuo de cosecha este debe ser producido, debe estar disponible y tener buena distribución, debe ser recolectado del campo y transportado a la planta de producción y todo el proceso debe ser económico, social y ambientalmente sustentable. Habida cuenta del progresivo aumento de la capacidad de producción de etanol a partir de maíz y de que su industria posee un techo productivo más alto que el de etanol a partir de caña de azúcar, este trabajo describirá el potencial del residuo de cosecha de maíz para producir bioetanol lignocelulósico en el país.

## Producción y distribución

Se entiende por rastrojo de maíz al residuo agrícola de cosecha compuesto de hojas, tallos, marlos, chalas y panojas. Si bien en Argentina su principal uso productivo es como recurso forrajero, un uso alternativo consiste en emplear los rastrojos como materia prima para producir bioetanol lignocelulósico. Este proceso, a nivel nacional, exhibe oportunidades y desafíos que se abordarán a lo largo de este trabajo.

Para producir bioetanol a partir del residuo agrícola de maíz hace falta que el cultivo lo produzca. La producción del cultivo de maíz depende de los procesos de intensificación y extensificación de este. Se entiende por intensificación agrícola a la inversión suplementaria de medios de producción y de trabajo para obtener en la misma superficie cultivada una cantidad adicional de productos agrícolas. El resultado es un mayor rendimiento por unidad de superficie y tiempo.

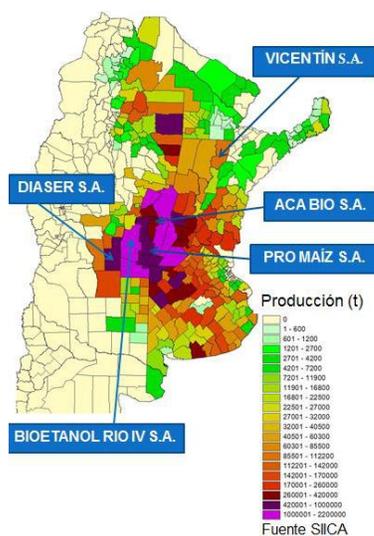
Los rendimientos de maíz determinados a lo largo de 43 años en tres departamentos (Colón, Rojas y Pergamino) de la provincia de Buenos Aires demuestran que durante ese período el incremento del rendimiento por unidad de superficie alcanzó los 6.100 kilogramos/hectárea; ocurrió lo propio en cuatro departamentos (Gualeguaychú, Nogoyá, Tala y Gualeguay) de la provincia de Entre Ríos en donde el incremento del rendimiento por unidad de superficie fue de 4.400 kilogramos/hectárea. Estos resultados demuestran la mayor disponibilidad de materia prima por unidad de superficie para producir bioetanol de primera generación desalentando la necesidad de expandir la frontera agrícola y evitando los riesgos propios de la expansión hacia ambientes más frágiles (Fig. 1).



**Figura 1.** Proceso de intensificación en maíz en tres departamentos de la provincia de Buenos Aires y cuatro de la provincia de Entre Ríos. Nótese que en ambas provincias hubo un significativo aumento de rendimiento por unidad de superficie entre las campañas 1969/70 y 2012/13.

La extensificación es otro sendero para incrementar la producción y consiste en expandir la frontera del cultivo hacia otros ambientes en donde no se cultivaba. En el país, la superficie implantada con maíz se incrementó en 3.508.079 hectáreas en los últimos 29 años; alcanzó las 5.880.330 hectáreas en la campaña 2015/16 (MINAGRI, 2016).

Si bien la distribución de la producción varía conforme las distintas regiones del país, en las áreas altamente productivas es precisamente donde están instaladas las plantas de producción de bioetanol de primera generación. Esto último se debe, entre otras cosas, a la mayor disponibilidad de materia prima/unidad de superficie y al menor costo de acarreo por estar más próximos los campos muy productivos del centro de procesado (Fig. 2).



**Figura 2.** Producción de maíz (campaña 2014/15) por departamento y localización de las plantas que producen bioetanol a partir de maíz. Nótese que las plantas están ubicadas en los departamentos de mayor producción.

### Composición química y potencial para uso como biocarburante

Cualquier material vegetal consta de tres componentes poliméricos principales: celulosa, hemicelulosa y lignina. La celulosa es un polisacárido lineal, semicristalino, estéreo-regular que está constituido por unidades de D-glucopiranosilo repetidas, unidas por enlaces 1,4- $\beta$ -glicosídicos. Las hemicelulosas son heteropolímeros amorfos hidrófilos. La lignina es un polímero aromático rígido, amorfo e hidrófobo, estable para algunos reactivos químicos y enzimas celulolíticas (Ioelovich, 2013). La celulosa y la

hemicelulosa se pueden convertir en etanol y la lignina puede ser quemada en calderas para la generación de vapor y electricidad. En la naturaleza, la biomasa lignocelulósica puede contener 25–50 % de celulosa, 20–40 % hemicelulosas y 10–35 % de lignina (Ioelovich, 2013). La composición química del rastrojo de maíz y la de sus componentes demuestra que en conjunto o por separado exhiben contenidos de celulosa, hemicelulosa y lignina admisibles para permitir la deconstrucción de la matriz lignocelulósica, evitar el excesivo desgaste de los equipos y obtener suficiente rendimiento para la conversión a etanol. Por su parte, valores de proteína inferior a 10 % son importantes para la estabilidad del material y la prevención de la inhibición de los compuestos para los procesos de bioconversión. Finalmente, mantener el contenido mineral (cenizas) por debajo de 10 % evita el desgaste excesivo de los equipos (Babethanol, 2014) (Cuadro 1).

**Cuadro 1.** Composición química del rastrojo de maíz y de sus componentes.

Tipo de residuo	Proteína (% MS)	Lignina (% MS)	Celulosa (% MS)	Hemicelulosa (% MS)	Minerales (% MS)
Rastrojo de maíz	4,3	5,3	33,4	34,5	5,8 <sup>(1)</sup>
Tallos y hojas	3,1-7,7	6,0-18,0	35,8-48,0	29,0	5,2 <sup>(1)</sup>
Marlos		12,0	35,0	38,0	<sup>(2)</sup>
Valores aceptables para producir etanol	<10,0	<22,0	>34,0	<30,0	<10,0 <sup>(1)</sup>

MS: Materia seca. Fuente: <sup>(1)</sup> Babethanol, 2014; <sup>(2)</sup> Ioelovich, 2013.

## Rendimientos potenciales

Una serie útil y práctica de reglas generales indica que:

1. El maíz produce, en términos de materia seca, tanto grano como rastrojo (Davidson, 2008; Petrolia, 2009). En consecuencia, si la producción de maíz en la campaña agrícola 2014/15 se estimó en 33,8 millones de toneladas de granos (MINAGRI, 2016), una cifra similar correspondió al rastrojo que quedó en el campo finalizada la cosecha.
2. Los marlos representan alrededor de un tercio del volumen de grano de maíz cosechado (Roth y Gustafson, 2014).
3. Sobre una base de materia seca, el marlo rinde en promedio alrededor del 14 % del rendimiento de granos y representa alrededor del 16 % de la biomasa total de rastrojo en el campo (Roth y Gustafson, 2014). En consecuencia, si se toma como referencia la estimación de la producción de maíz en la campaña

agrícola 2014/15, la disponibilidad teórica de marlo a nivel nacional rondaría los 4,7-5,4 millones de toneladas, lo que representaría 846-972 millones de litros de etanol lignocelulósico obtenidos a escala piloto, con fermentación de azúcares C6 solamente y con una conversión de 180 litros/tonelada de marlo (principalmente) y hojas (Valles, comunicación personal).

4. Los marlos de maíz tienen rendimientos de materia seca de alrededor de 1,24 toneladas/hectárea (0,5 toneladas/acre) (Davidson, 2008).

## **Sostenibilidad**

La sostenibilidad constituye un tema central en la agenda de discusión internacional sobre los biocombustibles. Al respecto, la Directiva Europea de Energías Renovables fijó estándares para garantizar la sostenibilidad de los biocombustibles por lo que los que cumplen con tales estándares y son certificados por terceras partes disfrutan de beneficios impositivos y son contabilizados para las metas nacionales de reducción de emisiones de la Unión Europea (el 10 % de energía renovable en el sector transporte y el 20 % en todas las economías nacionales para el 2020). Para que el consumo de biocarburantes sea tenido en cuenta en el cumplimiento de los estándares tiene que proporcionar al menos una reducción del 35 % de los gases de efecto invernadero (GEI) con respecto a los carburantes de origen fósil, que es de 83.8 g CO<sub>2</sub>eq./MJ tanto para gasolina como para diésel oil. El umbral mínimo de ahorro de emisiones se eleva al 50 % a partir del 1/1/2017 y al 60 % a partir del 1/1/2018 (Directiva Europea de Energías Renovables, 2009).

Por lo tanto, verificar que los biocombustibles reducen emisiones por encima de los límites fijados será uno de los desafíos más trascendentes para la exportación de biocombustibles a la Unión Europea y Estados Unidos de América. Esto dependerá, para el caso del bioetanol a partir (del rastrojo) de maíz, de:

- 1) La tecnología empleada para producirlo. Una de las ventajas del rastrojo como fuente de materia prima para elaborar bioetanol es que es un subproducto de la producción de granos de maíz y no requiere de energía adicional para producirlo.
- 2) Los efectos del sistema de cultivo sobre el contenido de carbono del suelo. La pérdida de material húmico de los suelos cultivados es superior a la tasa de formación de humus de suelos no perturbados por lo que el suelo, bajo condiciones de cultivo convencionales, es una fuente de CO<sub>2</sub> para la atmósfera (Gifford, 1994). En el país, el empleo de la tecnología de siembra directa no solo mantiene el carbono del suelo, sino también reduce el impacto de la erosión y reduce el uso de energía fósil en el cultivo.

3) La eficiencia de uso y grado de modificación de la energía utilizada en el proceso industrial. Las emisiones asociadas a toda la cadena de producción de bioetanol de primera generación de maíz y coproductos de ACABIO durante el período julio 2014-junio 2015 fueron 120.842 t CO<sub>2</sub>eq., con un valor por tonelada de maíz producida de 143 kg CO<sub>2</sub>eq/t, mientras que las emisiones por hectárea sembrada alcanzaron un valor de 1.312 kg CO<sub>2</sub>eq/ha. Durante dicho período se procesaron 297.829 toneladas de granos de maíz secos, obteniéndose 93.730 toneladas de alcohol 99 %, 182.665 toneladas de burlanda (WDGS), 24.334 toneladas de DDGS y 973 toneladas de aceite. Las emisiones estimadas de GEIs alcanzaron en planta las 64.676 t CO<sub>2</sub>eq. Del total de las emisiones, el 54 % aproximadamente corresponde a emisiones de la etapa industrial, 35 % a la producción de maíz en campos, 2 % a los fletes de materias primas y 9 % al transporte y distribución de productos elaborados (Hilbert *et al.*, 2016). Pero más allá de la reducción de emisiones GEI hay otros indicadores que también hacen a la sostenibilidad ambiental, como el carbono orgánico del suelo, la erosión, el balance de nutrientes y la cantidad de rastrojo recolectado, que han sido investigados y muestran resultados controvertidos.

El carbono orgánico del suelo, COS, afecta la mayoría de las propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo vinculadas con su: 1) calidad (Carter, 2002), 2) sostenibilidad (Carter, 2002; Acevedo y Martínez, 2003) y 3) capacidad productiva (Sánchez *et al.*, 2004) por lo que en un manejo sustentable, el COS debe mantenerse o aumentarse (Martinez *et al.*, 2008). Como la adición de rastrojo representa una entrada de carbono en el balance de carbono del suelo, el manejo de los rastrojos afecta el contenido del COS (Liska *et al.*, 2014), lo que lo convierte en un indicador informativo del manejo sostenible del suelo (Raffa *et al.*, 2015). En consecuencia, el mantenimiento del contenido óptimo del COS ha sido identificado como un criterio para definir una tasa de remoción de rastrojos sostenible para fines energéticos (Kludze *et al.*, 2013; Johnson *et al.*, 2014).

La recolección del rastrojo de maíz para la producción de biocombustibles puede disminuir el COS (Wilhelm *et al.*, 2007; Anderson-Teixeira *et al.*, 2009) y aumentar las emisiones de CO<sub>2</sub> (Kochsiek y Knops, 2012), ya que el residuo C en biocombustibles se oxida a CO<sub>2</sub> a un ritmo más rápido que cuando se incorpora al suelo (Kutsch *et al.*, 2009).

Raffa *et al.* (2015) analizaron mediante estadística descriptiva, análisis multivariado y técnicas de minería de datos una base de datos (n = 660) compilada a partir de la evidencia científica de estudios experimentales publicados en la década 2003-2013 acerca de los efectos del manejo de los rastrojos sobre el COS y el rendimiento de los cultivos. Si bien el conjunto de datos mostró una amplia variabilidad como

consecuencia de la amplia gama de factores biofísicos y de manejo que afectan la variación neta en el COS, los autores concluyen que: 1) los efectos de la extracción de rastrojos para fines bioenergéticos sobre el COS y el rendimiento del cultivo son sitio-específicos; 2) en las zonas áridas tropicales no se recomienda extracción de rastrojos en suelos gruesos, ya que esto reduciría el COS y los rendimientos; 3) la extracción parcial de rastrojos puede ser considerada en los climas templados cuando los suelos están bien dotados de COS, pero debe evitarse en suelos agotados con bajos niveles de COS y 4) el uso de los rastrojos no debe ser considerado como una gran avenida hacia la producción sostenible de la bioenergía.

La erosión del suelo es otra preocupación ambiental inmediata vinculada con la extracción de rastrojos para la producción de energía. Históricamente, el rastrojo de maíz se ha dejado en el campo como cobertura para reducir la erosión y para contribuir al contenido de nutrientes. El uso de rastrojo para la producción de energía, en caso de recolectarse por arriba de los niveles recomendados por tipo de suelo y clima, podría producir problemas de erosión en algunas zonas de producción de pendiente muy pronunciada (Petrolia, 2009).

Un tercer indicador relacionado con la sostenibilidad ambiental es el balance de nutrientes y la cantidad de rastrojo recolectado. La extracción del rastrojo de maíz para la generación de biocombustible afectará el reciclaje de nutrientes y posibles necesidades de fertilizantes para la próxima cosecha. En promedio, cada tonelada de rastrojo de maíz (concentración de nutrientes en planta adulta) contiene aproximadamente 25 libras N, 5,9 libras de  $P_2O_5$  y alrededor de 25 libras de  $K_2O$  (Sawyer y Mallarino, 2007); por lo tanto, en un cultivo de maíz que rinde 9.42 toneladas/hectárea (150 bu/acre) la recolección de 9,88 toneladas de rastrojo/ha (4 toneladas de rastrojo/acre) extraería 247 libras N, 58,3 libras de  $P_2O_5$  y 247 libras de  $K_2O$ /ha. Por un lado, aunque la remoción de nutrientes por hectárea se verá incrementada con el rendimiento y disminuida por la eficiencia de cosecha y el tiempo de permanencia en el campo, la remoción del rastrojo impactará significativamente en las necesidades de fertilidad. Por otro lado, mientras los rendimientos de biomasa de marlo son considerablemente menores que los del rastrojo, comparativamente los marlos tienen muy poco contenido de nutrientes y pueden ser una mejor materia prima para la producción de etanol que el rastrojo de maíz (Sheaffer *et al.*, 2010).

La recolección de las partes componentes de la planta de maíz, además de la cosecha del grano, resulta en una mayor extracción de los nutrientes de las plantas. Los efectos del incremento en la extracción de P y K en las necesidades nutricionales del maíz son inmediatos y deben tenerse en cuenta en los planes de fertilización. Los efectos sobre las necesidades de otros nutrientes como el N y S, requerimientos de

encalado para mantener los niveles deseados de pH del suelo, COS, y varias propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo son menos evidentes en el corto plazo, pero tienen consecuencias en el largo plazo. Por lo tanto, la consideración del impacto en el ciclo de nutrientes (C incluido), la extracción de nutrientes y los recursos del suelo deben ser una parte del proceso de decisión cuando se piensa cosechar el rastrojo de maíz (Sawyer y Mallarino, 2007).

### **Maquinaria para recolección del rastrojo**

Una de las motivaciones para el desarrollo de los biocombustibles lignocelulósicos es reducir las emisiones de carbono. En consecuencia las actividades de recolección del rastrojo y posterior transporte deberían insumir la menor cantidad de combustible fósil posible.

El método tradicional de recolección de rastrojo de maíz se realiza mediante el corte-hilerado y la confección de un megafardo o rollo del rastrojo con posterioridad a la cosecha. La ventaja de este sistema es que corta y hace un hilerado simultáneo del rastrojo con bajo contacto con el suelo, evitando altos contenidos de tierra o cenizas, un factor nada deseable tanto para los procesos de bioenergía cuanto para la transformación en alimento para animales. La megaenfardadora es actualmente la maquinaria más empleada, ya que por capacidad de prensado y formato del megafardo posee ventajas en la logística del transporte (más kilogramos/camión) hacia la planta de procesado (Fig. 3) (Bragachini *et al.*, 2014).



**Figura 3.** Megaenfardadora para biomasa lignocelulósica.

Pero también es factible recolectar los rastrojos antes de que la biomasa alcance el suelo a través del sistema de enrollado de residuos en una sola pasada (Single Pass Round Bale System - SPRB) que consiste de una formación en tándem encabezada

por la cosechadora, seguida de un sistema de acumulación de rastrojos, seguida de una enrolladora (Fig. 4). La cosechadora requiere un cabezal maicero que posea los rolos espigadores encontrados en el final de su recorrido, cortando la planta de maíz pocos centímetros por debajo del nudo donde se encuentra la espiga y permitiendo que el rastrojo ingrese a la cosechadora y se dirija al acumulador de biomasa ubicado entre la cosechadora y la rotoenfardadora. Luego del proceso normal de trilla, el rastrojo es triturado y direccionado hacia un sistema de acumulación de residuos que al llenarse activa automáticamente la enrolladora y confecciona el rollo y lo expulsa, sin detener el avance en ningún momento. Al expulsar el rollo, el acumulador de biomasa recibe nuevo material para enrollar.



**Figura 4.** Sistema de enrollado de residuos en una sola pasada.

Estimando la obtención de 4 rollos/ha (720 kilogramos/rollo) a partir de un híbrido de maíz con buen rendimiento y considerando 4,5 kilogramos de rastrojo/litro de etanol la conversión de biomasa (18 % humedad) a etanol, se producirían aproximadamente 640 litros de etanol lignocelulósico/hectárea (Bragachini *et al.*, 2014).

Las principales ventajas de este sistema son: 1) la mayor limpieza del rastrojo al evitar el contacto con el suelo, 2) la posibilidad de realizar la recolección del rastrojo al momento de la cosecha y 3) el ahorro de combustible y consecuente reducción de GEI al poder recolectar el rastrojo en una sola pasada.

## **Consideraciones finales**

Sin duda alguna la remoción del rastrojo de maíz, bien sea para fines bioenergéticos o para alimentación del ganado, lleva consigo la extracción de nutrientes. La cuantificación de la remoción del rastrojo para la producción de etanol lignocelulósico ha puesto sobre el tapete sus implicancias en materia de sostenibilidad ambiental, algo que antes pasaba desapercibido cuando el rastrojo era consumido por el animal ya

que se hacía foco en la ganancia en peso del animal en lugar del impacto ambiental provocado por la cantidad de rastrojo removido con la ingesta del animal.

La fracción de rastrojo cosechable es sitio dependiente y varía ampliamente con la práctica de manejo del cultivo, el rendimiento del híbrido de maíz, el tipo de suelo y las condiciones climáticas que inciden sobre la velocidad de descomposición del rastrojo (Austin *et al.*, 2016), entre otros factores. Las 5 plantas comerciales que producen etanol a partir de maíz están localizadas en regiones en donde la disponibilidad del rastrojo es amplia y hay tecnología para recolectarlo y trasladarlo a la planta de procesamiento, por lo que la toma de decisiones para usar el rastrojo para generar etanol dependerá en gran medida de los indicadores descritos en el trabajo y de la legislación vigente. Así como se legisló en materia de biocombustibles de primera generación (Solomon *et al.*, 2015), las futuras políticas energéticas nacionales deberían considerar el uso de los rastrojos con fines bioenergéticos en un marco de sostenibilidad de los diferentes ecosistemas agrícolas.

## **Bibliografía**

ACEVEDO, A. 2013. Biocombustibles: tipos, generaciones y biomásas empleadas para su elaboración. *Agropost* 127: 4-5.

ACEVEDO, E.; MARTÍNEZ, E. 2003. Sistema de labranza y productividad de los suelos. En: Acevedo, E. (ed.). *Sustentabilidad en Cultivos Anuales*. Santiago, Universidad de Chile, Serie Ciencias Agronómicas 8: 13-25.

ANDERSON-TEIXEIRA, K.J.; DAVIS, S.C.; MASTERS, M.D.; DELUCIA, E.H. (2009) Changes in soil organic carbon under biofuel crops. *GCB Bioenergy* 1: 75-96.

AUSTIN, A.T.; MÉNDEZ, M.S.; BALLARÉ, C.L. 2016. Photodegradation alleviates the lignin bottleneck for carbon turnover in terrestrial ecosystems. *PNAS* 113(16): 4392-4397.

BABETHANOL 2014. New feedstock and innovative transformation process for a more sustainable development and production of lignocellulosic ethanol. Project reference: 227498 (FP7 2009-2014).

BRAGACHINI, M.A.; BRAGACHINI, M.A.; SÁNCHEZ, F.R.; MATHIER, D.F. 2014. Novedades en maquinaria para cosecha de biomasa para bioenergía en el Farm Progress Show 2014. Disponible: [http://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta\\_d7-novedades\\_en\\_maquinaria\\_para\\_cosecha\\_de\\_bioma.pdf](http://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta_d7-novedades_en_maquinaria_para_cosecha_de_bioma.pdf) visitado: 16 de septiembre de 2016

CARTER, M.R. 2002. Soil quality for sustainable land management: organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. *Agron. J.* 94: 38-47.

CENTRO DE ECONOMÍA POLÍTICA ARGENTINA (CEPA). 2014. La producción de soja en la Argentina. Septiembre 3, 2014. Disponible: <http://centrocepa.com.ar/la-produccion-de-soja-en-la-argentina/> visitado 16 de septiembre de 2016

DAVIDSON, D. 2008. A look at some biomass harvest options in corn. Top Farmer Crop Workshop Newsletter, enero 2008.

DIRECTIVA 2003/30/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO. 2003. Relativa al fomento del uso de biocarburantes u otros combustibles renovables en el transporte. Diario Oficial de la Unión Europea, L 123/42, 17.5.2003. Disponible: <http://www.ebb-eu.org/legis/OJ%20promotion%20ES.pdf> visitado: 16 de septiembre de 2016

DIRECTIVA EUROPEA DE ENERGÍAS RENOVABLES. 2009. Disponible: <http://www.idae.es/index.php/relcategoria.1037/id.681/reلمenu.322/mod.pags/mem.detalle> visitado: 25 de abril de 2016.

FAOSTAT. 2011. FAOSTAT Database. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Disponible: <http://faostat.fao.org/> visitado: 16-de septiembre de 2016

FARGIONE, J.; COOPER, T.R.; FLASPOHLER, D.J.; HILL, J.; LEHMAN, C.; MCCOY, T.; MCLEOD, S.; NELSON, E.J.; OBERHAUSER, K.S.; TILMAN, D. 2009. Bioenergy and Wildlife: Threats and Opportunities for Grassland Conservation. *BioScience* 59(9): 767-777.

GIFFORD, R.M. 1994. The global carbon cycle: A viewpoint on the missing sink. *Aust. J. Plant Physiol.* 21: 1-15.

GOLDEMBERG, J.; COELHO, S.T.; GUARDABASSI, P. 2008. The sustainability of ethanol production from sugarcane. *Energy Policy* 36: 2086-2097.

HILBERT, J.A.; GALBUSERA, S.; CARBALLO, S.; DANTUR, M.A.; GALVAN, M.J.; VITALE, J.P.; MICHARD, N.; ACQUAROLI, S. 2016. Análisis de la industrialización integral de maíz mediante el análisis de ciclo de vida. I Conferencia Chilena de ACV, 8 de junio. V Seminario Internacional de RICV de la Red Ibero-Americana, 9 y 10 de junio.

IOELOVICH, M. 2013. Effect of Chemical Pretreatments on Composition and Enzymatic Digestibility of Plant Biomass. *RRJC* 3 (1): 23-31.

JOHNSON, J.M.F.; NOVAK, J.M.; VARVEL, G.E.; STOTT, D.E.; OSBORNE, S.L.; KARLEN, D.L.; LAMB, J.A.; ADLER, P.R. 2014. Crop residue mass needed to maintain soil organic carbon levels: Can It Be Determined? *BioEnergy Res.* 7(2): 481-490.

KLUDZE, H.; DEEN, B.; WEERSINK, A.; VAN ACKER, R.; JANOVICEK, K.; DE LAPORTE, A.; McDONALD, I. 2013. Estimating sustainable crop residue removal rates and costs based on soil organic matter dynamics and rotational complexity. *Biomass Bioenergy* 56: 607-618.

KOCHSIEK, A.E.; KNOPS, M.H. 2012. Maize cellulosic biofuels: Soil carbon loss can be a hidden cost of residue removal. *GCB Bioenergy* 4: 299-233.

KUTSCH, W.L.; BAHN, M.; HEINEMEYER, A. 2009. *Soil Carbon Dynamics: An Integrated Methodology*. Cambridge Univ. Press.

LISKA, A.J.; YANG, H.; MILNER, M.; GODDARD, S.; BLANCO-CANQUI, H.; PELTON, M.P.; FANG, X.X.; ZHU, H.; SUYKER, A.E. 2014. Biofuels from crop residue can reduce soil carbon and increase CO<sub>2</sub> emissions. *Nat. Clim. Change* 4: 398-401.

LOARIE, S.R.; LOBELL, D.B.; ASNER, G.P.; MU, Q.; FIELD, C.B. 2011 Direct Impacts on Local Climate of Sugar-cane Expansion in Brazil, *Nature Climate Change*. Macmillan Publishers Limited.

MARTÍNEZ, H.E.; FUENTES, E.J.P.; ACEVEDO, H.E. 2008. Carbono orgánico y propiedades del suelo. R.C. Suelo Nutr. Veg. 8(1): 68-96.

MINISTERIO DE AGROINDUSTRIA. 2016. Estimaciones Agrícolas. Disponible: [http://www.minagri.gob.ar/DIMEAGRO/indicadores/ofert-dem-int/2016/160225\\_Informe%20Mensual%20Estimaciones%20-%20Feb-2016.pdf](http://www.minagri.gob.ar/DIMEAGRO/indicadores/ofert-dem-int/2016/160225_Informe%20Mensual%20Estimaciones%20-%20Feb-2016.pdf) visitado: 18 de septiembre de 2016

MIYAKE, S.; RENOUF, M.; PETERSON, A.; MCALPINE, C.; SMITH, C. 2012. Land-use and environmental pressures resulting from current and future bioenergy crop expansion: A review. Journal of Rural Studies 28: 650-658.

NIGAM, P.S.; SINGH, A. 2011. Production of liquid biofuels from renewable resources. Progress in Energy and Combustion Science 37: 52-68.

PETROLIA, D.R. 2009. Economics of Crop Residues: Corn Stover. Conference, Little Rock, Arkansas. Transition to a Bioeconomy. The Role of Extension in Energy.

Disponible:

<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.576.1043&rep=rep1&type=pdf> visitado: 18 de septiembre de 2016

RAFFA, D.W.; BOGDANSKI, A.; TITTONELL, P. 2015. How does crop residue removal affect soil organic carbon and yield? A hierarchical analysis of management and environmental factors. Biomass and Bioenergy 81: 345-355.

ROTH, G.; GUSTAFSON, C. 2014. Corn Cobs for Biofuel Production. Disponible:

[http://articles.extension.org/pages/26619/corn-cobs-for-biofuel-production#cite\\_note-0](http://articles.extension.org/pages/26619/corn-cobs-for-biofuel-production#cite_note-0) visitado el 18 de septiembre de 2016.

SÁNCHEZ, J.E.; HARWOOD, R.R.; WILLSON, T.C.; KIZILKAYA, K.; SMEEK, J.; PARKER, E.; PAUL, E.A.; KNEZEK, B.D.; ROBERTSON, G.P. 2004. Managing soil carbon and nitrogen for productivity and environmental quality. Agron. J. 96: 769-775.

SAWYER, J.; MALLARINO, A. 2007. Nutrient removal when harvesting corn stover. [Integrated Crop Management 498\(22\)](#). Disponible: <http://www.ipm.iastate.edu/ipm/icm/2007/8-6/nutrients.html>. Visitado el 19 de septiembre de 2016.

SCHILLING, K.E.; JHA, M.K.; ZHANG, Y.K.; GASSMAN, P.W.; WOLTER, C.F. 2008. Impact of land use and land cover change on the water balance of a large agricultural watershed: historical effects and future directions. Water Resources Research 44.

SHEAFFER, C.; LAMB, J.; ROSENET, C. 2010. Corn stover: Ethanol production and nutrient uptake. University of Minnesota. Final Report: Diciembre 2010. Disponible:

[http://www.mncorn.org/sites/mncorn.org/files/research/final-reports/201211/B6-CornStoverEthanolProduction\\_2.pdf](http://www.mncorn.org/sites/mncorn.org/files/research/final-reports/201211/B6-CornStoverEthanolProduction_2.pdf) Visitado el 19 de septiembre de 2016.

SOLOMON, B.D.; BANERJEE, A.; ACEVEDO, A.; HALVORSEN, K.; EASTMOND, A. 2015. Policies for the Sustainable Development of Biofuels in Pan America: A Review and Synthesis of Five Countries. Environ. Manage. 56(6): 1276-94.

WILHELM, W.W.; JOHNSON, J.M.F.; KARLEN, D.L.; LIGHTLE, D.T. 2007. Corn stover to sustain soil organic carbon further constrains biomass supply. Agronomy J. 99: 1665-1667.