

Huella de carbono y EROI de madera de *Pinus taeda*

Leonidas Carrasco-Letelier^{1*}, Fernando Resquín²,
Cecilia Rachid-Casnati²

¹Programa de Producción y Sustentabilidad Ambiental, INIA.

²Programa de Producción Forestal, INIA.

*Autor para correspondencia: lcarrasco@inia.org.uy

1. Introducción

En general, el desarrollo de biocombustibles se asume como una alternativa sostenible en sí misma pero en realidad eso es real cuando se ha comprobado. Las dimensiones ambientales que se deben considerar en una definición de la sostenibilidad son múltiples (Rockström et al., 2009) para cualquier cadena de producción agropecuaria. Además, en el caso de cadenas de producción de biomasa y/o biocombustibles a esto se le agrega lograr una rentabilidad energética mínima lo que implica producir más energía que la energía fósil consumida (EROI) (Brandt et al., 2015; Hall et al., 2008; Hill et al., 2006). De esta manera, una cadena de producción de biomasa y/o biocombustibles requiere, al menos, un EROI total superior a 2. De lo contrario, será más eficiente el uso del combustible fósil que el biocombustible/biomasa que se plantea como alternativa.

Como segundo requerimiento se agrega que la cadena de producción de biocombustibles debe tener una huella de carbono (HdeC) inferior a la HdeC del combustible fósil que se propone reemplazar. Un objetivo de sostenibilidad definido por la Unión Europea (2009).

La optimización de la fase de cultivo - de una cadena agroindustrial de biomasa y/o biocombustibles - es la etapa donde se logra el mayor valor de EROI de la cadena. El EROI de la eficiencia en la captura de la energía solar en la biomasa, luego solo puede ser reducir. Luego de esto, cualquier transformación de la biomasa solo disipa la energía capturada y por lo tanto reduce el EROI final. Si se considera que cualquier proceso de transformación bioquímica (ej. fermentación) o de procesamiento químico (ej. destilación, deshidratación) existen consumos de energía (ej. elevamiento de la temperatura para incubaciones, destilaciones, producción de enzimas). Por lo cual, el

cultivo y su gestión definen que EROI máximo se podrá lograr y las fases de conversión solo lo reducirán, en algunos casos hasta niveles de EROI desfavorables. Como se encontró en la exploración de biomásas potenciales para biocombustibles para Uruguay (Carrasco-Letelier et al., 2013). Estos autores determinaron: (i) la fase de conversión podría reducir drásticamente el EROI final del proceso (ej. uso de boniato para generación de etanol) y (ii) utilizando diseños de producción de biomasa optimizados para productos no energéticos (ej. forestación para celulosa) no se logró un EROI adecuado para una biorefinería. En este mismo sentido, si la biomasa se usara con procesos de conversión pirolíticos, con fases exotérmicas, se podría reducir la pérdida de EROI en la conversión de la biomasa; pero es de alta relevancia – nuevamente – el diseño del cultivo; ya que los productos de la pirólisis dependen de las concentraciones de potasio en la biomasa. Asunto que en el caso forestal demanda un diseño de cultivo ya que Resquin et al. (2020) encontraron que los niveles de potasio en la madera cambian con las especies, el suelo usado y la densidad, al menos para *Eucalyptus*.

En el caso de la HdeC, las emisiones de gases con efecto invernadero del sistema deberían considerar tres niveles en el cálculo: (i) las emisiones directas *in situ* (nivel 1), bajo el control de la gestión del proceso; (ii) las emisiones vinculadas a la energía eléctrica utilizada (nivel 2); y (iii) el resto de las emisiones no cubiertas por los niveles anteriores, asociadas a la síntesis de los insumos (ej. fertilizantes, pesticidas) y maquinarias (ISO, 2018a, 2018b, 2013). En relación al secuestro de carbono, este puede ser considerado de diferentes maneras. La norma ISO 14067 sugiere informar el secuestro en forma separada (ISO, 2018a). GHG Protocol, en cambio, incluye el secuestro en el balance final y PAS 2050 considera el secuestro logrado en 100 años (García and Freire, 2014; Pandey and Agrawal, 2014; Wang et al., 2018). Para Uruguay, la forestación para madera aserrable posee un secuestro neto en la madera aserrable cosechada. En el caso de la forestación para pulpa de celulosa, dado que el papel no posee una vida media relevante en un periodo de 100 años y su destino final puede ser un relleno sanitario, el CO₂ capturado del aire, en el mejor escenario regresaría a la atmósfera como CO₂, y/o, en el peor escenario, como metano (si se degrada en forma anaeróbica en el relleno sanitario). Por otro lado, respecto al secuestro de carbono que podría aportar la biomasa de la raíz de los árboles, aun no se puede considerar, porque no existe una forma de cálculo validada del volumen y tasa de secuestro de carbono por los suelos.

En el marco del estudio de uso de biomásas forestales para su uso en una biorefinería, con el propósito de desarrollar biocombustibles, el *Pinus taeda* en Uruguay se presenta como una especie de interés dada la extensa superficie plantada y la falta de consumo de esta biomasa por el mercado local. Para evaluar la factibilidad del uso de esta biomasa en una biorefinería se estimó de la HdeC de la producción por 1 m³ de madera y el EROI respectivo de la biomasa desarrollada sobre suelos del grupo CONEAT 7 (zona Noreste, Uruguay).

2. Materiales y Métodos

2.1 Cálculo de la HdeC

El estudio consideró como unidad funcional un metro cúbico de madera cosechada. El alcance consideró desde el origen de los insumos y maquinarias hasta la entrega de la madera en la puerta de una planta de procesamiento, que se asumió localizada a 50 km del sitio de cosecha. La estimación de la HdeC incluyó todas las actividades e insumos que se asumieron superiores al 1% de la HdeC global. Considerando todas actividades e insumos de la gestión del desarrollo del cultivo y cosecha, energía eléctrica consumida y cadena de suministros.

El inventario de ciclo de vida se desarrolló mediante entrevistas a empresas forestales locales. La información faltante se completó con información publicada en estadísticas nacionales o revistas internacionales. El inventario fue transferido al software OpenLCA (GreenDelta, 2014) y modelado con la base de datos Agribalyse. La evaluación del impacto de este inventario usó los coeficientes de impacto de calentamiento global potencia del IPCC 2013 (Allen et al., 2014) para un periodo de 100 años. Para las emisiones de CO₂ por combustión de petróleo y nafta se usaron los factores de cálculo de Berg (1997), por no existir datos nacionales. Las emisiones de NO_x no fueron contabilizadas por información cuantificada para la forestación de Uruguay.

El CO₂ fijado en la biomasa de las raíces no fue considerado, por no existir información nacional validada. Además, usar coeficientes extranjeros podría distorsionar el cálculo, dado que no se ha estudiado cuanto del carbono fijado sería humificado y su vida media en suelos de textura liviana (franco arenosa, en muchos casos).

2.2 Cálculo del EROI

La estimación del EROI consideró el mismo alcance usado en la estimación de la HdeC y todos los niveles de gerenciamiento de las actividades (directo, energía eléctrica consumida, cadenas de suministros). La unidad de trabajo usada fue megajoules generados por megajoules consumidos (MJ/MJ). Los insumos, productos y maquinarias del inventario de ciclo de vida de la estimación de la HdeC fueron transformados en megajoules por cada unidad (hectárea y metro cúbico). Para la estimación de la energía potencial producida se consideró la densidad de la madera de 400 kg/m³ y un poder calorífico de 21,3 MJ por kilo de madera cosechada de acuerdo a PROBIO (2015) (Tabla 1).

2.3 Zona de estudio

Las plantaciones evaluadas se encuentran en la región noreste del Uruguay con rotaciones cada 25 años en los departamentos de Tacuarembó y Rivera. Los suelos del sitio de Tacuarembó (grupo CONEAT 7.32) son del tipo luvisoles. El clima de la zona corresponde al tipo subtropical templado, con una temperatura media anual de 18°C en un rango anual de 12 – 24°C y una precipitación anual de 1400 mm.

2.4 Sistema de producción

Las plantaciones de *Pinus taeda* estudiadas se realizan con una densidad inicial promedio de 1200 árboles por hectárea con plantas de vivero. Este cultivo es raleado tres

veces en los años 3, 12 y 17; para finalmente ser cosechado el año 25 (Tabla 2). Los volúmenes de madera cosechada y residuos lignocelulósicos generados fueron estimados en base a simulaciones realizadas con modelos desarrollados por INIA (Rachid-Casnati et al., 2019), y se resumen en la Tabla 2. La información inicial para dicha simulación fue el promedio para la región, según la base de datos del Programa Forestal de INIA. Los residuos considerados, fueron únicamente los provenientes de madera del fuste sin corteza comprendidas entre 23 y 6 cm de diámetro, considerando las trozas que no son utilizadas por la industria de aserrío local.

Las operaciones consideradas en el estudio se indican en la Tabla 3.

Tabla 1. factores de conversión de consumos y sus respectivos valores de energía.

Consumos	Unidades		Factor de conversión	
Combustible	L	38,6	MJ /unit	(Ulbanere and Ferreira, 1989)
Fertilizantes	kg	28,52	MJ /unit	(Ferraro Júnior, 1999)
Herbicidas	L	327	MJ /unit	(Pimentel, 1980)
Maquinaria	kg	68,9	MJ /unit	(Ulbanere and Ferreira, 1989)
Lubricantes	L	38,6	MJ /unit	(Ulbanere and Ferreira, 1989)
Vivero	unit	0,8	MJ /unit	(de Oliveira Júnior et al., 2006)
Hormiguicida	kg	184,7	MJ /unit	(Pimentel, 1980)
Electricidad	kWh	3,6	MJ	
Liquid petroleum gas	kg	30,33	MJ	(Nagy, 1999)
Gasolina	L	39,61	MJ	(Nagy, 1999)
Glifosato	kg	476	MJ	(Heller et al., 2003)
N	kg	51,47	MJ	(Hill et al., 2006)
P	kg	9,17	MJ	(Hill et al., 2006)
K	kg	5,96	MJ	(Hill et al., 2006)
Sulfato de amonio	kg	1,12	MJ	(Nagy, 1999)
Urea	kg	75,63	MJ	(Nagy, 1999)
Insecticida	kg	325	MJ	(Hill et al., 2006)
Madera de Pino	kg	21,3	MJ	(PROBIO, 2015)

Tabla 2. Volúmenes de madera considerados para el cálculo de la HdeC de rolos *Pinus taeda*.

	Año	Árboles/ha	árboles cosechados	Rolos (m ³ /ha)	Residuos (m ³ /ha)
Plantación inicial	0	1200			
Raleo precomercial	3	1100	300	2,5	6,8
1er raleo comercial	12	800	300	6,2	86,1
2do raleo comercial	17	500	200	82,0	93,8
Tala rasa	25	300	300	322	92,7

Tabla 3. Operaciones forestales consideradas en el inventario de ciclo de vida de rolos *Pinus taeda*.

Silvicultura	Cosechas	Transporte	Operaciones de mantención
Preparación de campo	Raleo pre-comercial	En camión por rutas nacionales	Producción de plantines
Siembra	1er raleo comercial		Traslado de plantines a campo*
Fertilización	2do raleo comercial		Construcción de caminos forestales*
Control de hormigas	Cosecha		Movimiento de maquinaria entre sitios *
Control de malezas			Transporte del personal *

* operaciones no consideradas en este inventario.

El inventario del vivero fue tomado de Heller et al. (2003), por la ausencia de datos nacionales publicados, y simulado con la base de datos de Agribalyse.

3. Resultados

3.1 Inventario de ciclo de vida

El inventario de ciclo de vida consideró los insumos y operaciones indicadas en la Tabla 4. Las fases con mayor escasez de información local fueron: (a) vivero forestal; (b) raleo pre-comercial; (c) primer raleo comercial; (d) preparación del suelo y (e) plantación, con un déficit del 100, 75, 34, 29 y 23 %, respectivamente. En las fases de campo la información sobre la maquinaria no se logró obtener con el detalle adecuado (marca, modelo, peso, consumos).

Tabla 4. inventario de ciclo de vida usado en el cálculo de la HdeC de rolos de madera de *Pinus taeda*.

Fases	Operaciones/insumos	Información nacional
Vivero forestal	diesel	0%
	electricidad	
	película plástica	
	calentor basado en butano	
	fertilizante nitrogenado	
	cambio de uso del suelo	
	polietileno de baja densidad	
	polietileno de alta densidad	
	granulado de poliestireno	
	residuos de polietileno extruido	

(Tabla 4 continúa en la página siguiente)

(Tabla 4 continúa de la página anterior)

Fases	Operaciones/insumos	Información nacional		
Preparación del suelo	<u>Control de hormigas</u> insecticida (Fipronil) Tractor (60kW, 80HP, 3683 kg)	71 %		
	<u>1er laboreo con excéntrica</u> Disquera para limpiar la fila Tractor (54kW, 75HP, 3240 kg)			
	<u>2do laboreo con excéntrica</u> Tractor (54kW, 75HP, 3240 kg)			
	<u>3er laboreo con excéntrica</u> Subsolador Fertilizante NPK 18/46/0 Tractor (54kW, 75HP, 3240 kg)			
	<u>Control de malezas</u> Herbicida (Oxfluorfen) Combustible por operación del tractores			

	Plantación		Fertilizante NPK 18/46/0 <u>Control de malezas</u> Herbicida (Glyphosate) 7:6 m boom sprayer 670 kg Tractor (37kW, 50HP, 2572 kg)	77 %
			<u>Control de hormigas</u> Insecticida (Fipronil) Tractor(54kW, 3240 kg)	
			<u>Post-siembra</u> 2 controles de malezas (en el mismo semestre) Herbicida (Glyphosate) Tractor(54kW, 3240 kg)	
			<u>Control de hormigas</u> Insecticida (Fipronil) Tractor(54kW, 3240 kg) Combustible por operación del tractores	

Raleo pre-comercial		<u>Raleo</u> Motosierra Cilindrada 50 cc combustible mezcla 50:1 Lubricante	25 %	
		<u>Podas</u> serrucho cola de zorro desbrozadora escaleras		

(Tabla 4 continúa en la página siguiente)

(Tabla 4 continúa de la página anterior)

Fases	Operaciones/insumos	Información nacional
1er raleo comercial	<u>Raleo</u>	66%
	Motosierra Cilindrada 50 cc	
	combustible mezcla 50:1	
	Lubricante	
	<u>Transporte</u>	
2do raleo comercial	Grapo EcoLog 574F 20000kg	100%
	Camión Volvo 400 viaja a 80 km/h	
	Combustible	
	<u>Raleo</u>	
	Feller Tigercat 720	
Cosecha	<u>1 cosechadora y dos forwarders</u>	100%
	Forwarder	
	<u>Transporte</u>	
	Grapo EcoLog 574F	
	Camión Volvo 400 viaja a 80 km/h	
	Combustible	

3.2 Huella de carbono

La huella de carbono del metro cúbico de madera fue estimado en 0,69 kg CO_{2,eq} por metro cúbico por año, para el cultivo de 25 años de *Pinus taeda*, en un marco de 100 años. El 95,1% de los aportes de gases de efecto invernadero (0,69 kg CO_{2,eq}/m³-año) serían producidos por: la cosecha forestal, el segundo raleo y la preparación del suelo, aportando el 52,7%, 26,3% y 16,1 % de la huella, respectivamente (Tabla 5).

Si se considera que además de la cosecha de 413 m³ de rolos se agregan 140 m³ de residuos forestales, la huella descendería a 0,51 kg CO_{2,eq}/m³-año. Donde el 95,1 % de los aportes de gases de efecto invernadero serían la cosecha forestal, el segundo raleo y la preparación del suelo sin alterar la participación del aporte de las diferentes fases del cultivo (Tabla 6).

Tabla 5. Calentamiento global potencial a 100 años (kilogramos de CO₂ equivalente por metro cúbico de madera producida por año) considerando la cosecha de 413 m³ de madera en un cultivo de 25 años de *Pinus taeda*.

Contribución	Procesos	kg CO ₂ _{eq} /m ³ /año
%	Madera sólida pino	0,69
52,68	Cosecha forestal	0,36
	Cosechadora	0,12
	Combustible consumido (gasoil)	0,09
	Camión de transporte	0,06
26,32	2do raleo	0,18
	Cosechadora	0,04
	Combustible consumido (gasoil)	0,02
	Camión de transporte	0,01
16,12	Forwarder	0,01
	Preparación del suelo	0,11
	Fertilizante	0,03
	Combustible	0,01
2,41	Glifosato	0,02
	Tractor	0,003
	Raleo pre-comercial	0,016
	lubricante	0,006
1,52	Nafta motor de 2 tiempos	0,002
	Camión de transporte	0,001
	1er raleo comercial	0,010
	Grapo para carga	0,009
0,82	Camión de transporte	0,0012
	Combustible	0,0005
	Vivero forestal	0,006
	Combustible de camión	0,002
0,13	Energía eléctrica	0,002
	Fertilizantes	0,001
	Plantación	0,0091

Tabla 6. Calentamiento global potencial a 100 años (kilogramos de CO₂ equivalente por metro cúbico de madera producida por año) considerando la cosecha de 413 m³ de madera y 140 m³ de madera no comercial** de un cultivo de 25 años de *Pinus taeda*.

Contribución	Procesos	kg CO ₂ _{eq} /m ³ /año
%	Madera solida pino	0,51
52,68	Cosecha forestal	0,27
	Cosechadora	0,09
	Combustible consumido (gasoil)	0,07
	Camión de transporte	0,04
26,31	2do raleo	0,14
	Cosechadora	0,03
	Combustible consumido (gasoil)	0,01
	Camión de transporte	0,01
	Forwarder	0,01
16,12	Preparación del suelo	0,08
	Fertilizante	0,02
	Combustible	0,007
	Glifosato	0,009
	Tractor	0,002
2,42	Raleo pre-comercial	0,01
	lubricante	0,004
	Nafta motor de 2 tiempos	0,002
	Camión de transporte	0,002
1,52	1er raleo comercial	0,008
	Grapo para carga	0,007
	Camión de transporte	0,0008
	Combustible	0,0003
0,82	Vivero forestal*	0,004
	Combustible de camión	0,001
	Energía eléctrica	0,001
	Fertilizantes	0,0006
0,13	Plantación	0,0007

* los valores del inventario fueron tomados de Heller et al. (2003) por la ausencia de datos nacionales publicados.

** porción del fuste sin corteza comprendida entre 23 y 6 cm de diámetro.

3.3 EROI

El EROI del sistema considerando como producto la madera cosechada (trozas con un diámetro superior a 23 cm de diámetro sin corteza en punta fina), proporciona una rentabilidad de 22,5 MJ/MJ al final de los 25 años de cultivo, lo cual corresponde anualmente a 0,9 MJ/MJ. Cuando, como parte de la biomasa cosechada se agrega el 50% de los residuos forestales (rolos entre 23 y 6 cm de diámetro), el EROI se eleva a 30,1 MJ/MJ para los 25 años, lo cual corresponde a 1,2 MJ/MJ de EROI anualizado (Tabla 7). Las etapas que explican el 90% del consumo de energía correspondieron a: cosecha, 2do raleo y plantación, con una participación del 63%, 15% y 12% respectivamente. Los insumos, combustible y pesticidas representan más del 90 % del consumo en las fases de preparación de suelos, plantación y raleo pre-comercial. Durante el primer y segundo raleo comercial y cosecha, el 90% de los consumos se debieron a combustible y maquinaria utilizada. El vivero presentó un patrón de consumo de energía específico, donde el 90 % del consumo se explica por la energía eléctrica y combustible fósil.

Tabla 7. Consumos de energía expresados en megajoules para cada fase y grupo de insumos de las diferentes etapas de producción de madera de pino. Los rendimientos de energía se estimaron a partir de la biomasa.

	Vivero*	Preparación de suelo	Plantación	raleo precomercial	1er raleo	2do raleo	Cosecha	Total	EROI	EROI /año
Combustible	44	7400	2964	2922	0	13909	68707	95957		
Electricidad	37							37		
Pesticidas	0	2600	14968					17548		
Fertilizantes	6	123,2	219					348		
Maquinaria agrícola	0	359,0	145	160	1194	9881	30647	42386		
Energía invertida total	87	10500	18296	3082	1545	23790	99354	156627		
Energía producida total (trozas)				21610	52824	698640	2744292	3517366	22,5	0,90
(trozas + 50% residuos)				50423	419610	1098228	3139194	4707455	30,2	1,20

*Los valores del inventario fueron tomados de Heller et al. (2003) por la ausencia de datos nacionales publicados.

Tabla 8. Valores de huellas de carbono publicadas para maderas de pino y los resultados de este trabajo.

Especie	kg CO ₂ _{eq} /m ³ ·yr	IMA m ³ /ha	País	Referencia
<i>Pinus taeda</i>	0,69	19 mediana 26 máximo	UY	este trabajo
Eucalyptus	1,22	28	UY	(Rachid-Casnati et al., 2021)
Scots pine	2,8 – 3,5	6,2	Suecia	(Berg, 1997)
Scots pine	4,2 – 4,4	6,2	Suecia	(Berg, 1997)
Scots pine	4,15 – 5,14	6,2	Suecia	(Berg, 1997)
Scots pine	10,6		Suecia	(Berg and Karjalainen, 2003)
Scots pine	7 - 10		Suecia	(Berg and Lindholm, 2005)

4. Discusión

El inventario desarrollado de la cadena de producción presentó carencias de estadísticas de consumos superiores al 50% las fases de vivero y raleo pre-comercial (Tabla 4). Sin embargo, estas fases parecen no ser relevantes, dado que no representan más del 3% de la HdeC total (Tabla 4 y 5) y menos del 2% de la energía consumida (Tabla 7). En este sentido se puede asumir que las deficiencias en el relevamiento de datos no afectan significativamente la estimación.

Los valores de HdeC son inferiores a otros reportes publicados para madera de pino (Tabla 7). Dicho resultado puede deberse a: (i) la tasa de crecimiento del pino en Uruguay y (ii) la subestimación de la huella, debido a que la base de datos usada (Agribalyse) posee una profundidad y cobertura menor de la base de datos usada con más frecuencia (i.e. Ecoinvent) para estimar huellas. Por otro lado, esta estimación va en la misma dirección que la huella determinada de 1,22 kg CO₂_{eq}/m³·yr para Eucalyptus por Rachid-Casnati et al. (2021), sin considerar el secuestro de carbono por raíces.

El estudio del secuestro de carbono en áreas forestadas es un tema muy relevante (Unwin and Kriedemann, 2000), llegando incluso a valoraciones de forestaciones urbanas (Sharma et al., 2020). Pero a diferencia de los cultivos agrícolas anuales (Yagasaki and Shirato, 2014), las consideraciones sobre que aportes dejan las raíces y como se debería contabilizar no es un tema claramente definido (Gorissen and de Visser, 2004). Estimar el secuestro potencial en la raíz, qué fracción será secuestrada por el suelo y se mantendrá por un siglo, es un tema por resolver aún en Uruguay.

Barker et al. (1995) plantean que el secuestro potencial está limitado por la región y la zona climática. Turner et al. (1993) describen valores de 30-180 t C/ha en la biomasa de bosques templados, que descienden a 10-45 t C/ha para cultivos forestales. En la medida que se logre profundizar en la magnitud de la biomasa de las raíces y la fracción que sería secuestrada como carbono orgánico del suelo, la HdeC podría ser mucho menor a lo estimado en este trabajo o incluso negativa. Sin embargo, la capacidad de secuestro de carbono no es infinita, su límite natural esta dado por el clima y la textura de los suelos y en casos como el estudiado, la textura arenosa no debería tener una gran tasa de humificación. Por

lo que, se podría esperar que los excedentes de materia orgánica se mineralizaran directamente en los suelos o en los cuerpos de agua, cuando las fracciones de materia orgánica fracturada sean arrastradas por la escorrentía.

Este valor bajo de HdeC ofrece una ventaja comparativa para el uso de esta madera en procesos de conversión industrial que eleven la HdeC. En este sentido, se ha informado que en la producción de MDF, la fase industrial puede emitir magnitudes próximas a 450 kg CO_{2,eq}/m³ para condiciones donde la producción biomasa podría estar secuestrando valores similares o superiores, dependiendo de la forma de cuantificación de la HdeC (García y Freire, 2014). Wang et al. (2018) plantean algo similar resaltando la importancia de considerar el carbono biogénico el cual no fue considerado en este estudio por la ausencia de datos locales. Pero aún sin la contabilización de este secuestro de carbono potencial, el valor estimado es muy favorable si se compara con la HdeC de maderas procesadas informadas para abedul (7 a 2 kg CO_{2,eq} kg producto, Liao et al., 2020), MDF de *Eucalyptus* y pino (188 kg CO_{2,eq}/m³; García and Freire, 2014) y la necesidad de lograr una HdeC un 60% inferior a la HdeC del combustible de referencia (83 kg CO_{2,eq} GJ⁻¹, European Union, 2009).

En términos del EROI la rentabilidad energética no se logró, el valor obtenido está muy próximo a 1, aun usando el 50% de la madera no comercial. Si se considera que la rentabilidad energética de conversión vía fermentación puede reducir aún más el EROI final como ocurre con *Eucalyptus* (Rachid-Casnati et al., 2021); esta estrategia de cultivo de pino no sería rentable para su uso en el desarrollo de biocombustibles. Para resolver esta limitación solo puede considerarse un cultivo alternativo de pino (especie, edad, densidad de plantación) o reducir las operaciones de raleo para reducir las fuentes de consumo de energía y/o usar una fase de conversión de biomasa con bajo consumo de energía fósil.

5. Conclusiones

- El valor de la HdeC de pino correspondería a 0,69 kg CO_{2,eq}/m³/a, sin considerar el secuestro de carbono.
- Los mayores aportes serían dados por las operaciones de cosecha, segundo raleo y preparación del suelo.
- El EROI del sistema evaluado es muy próximo a 1 por lo cual el diseño evaluado no es adecuado para suministrar materia prima para una biorefinería.

6. Referencias

- Allen, M.R., Barros, V.R., Broome, J., Cramer, W., Christ, R., Church, J.A., Clarke, L., Dahe, Q., Dasgupta, P., Dubash, N.K., others. (2014). IPCC fifth assessment synthesis report-climate change 2014 synthesis report.
- Barker, J.R., Baumgardner, G.A., Lee, J.J., McFarlane, J.C. (1995). *Carbon sequestration and forest management at DOD Installations: An exploratory study*. Environmental Research Laboratory, EPA, Corvallis. <https://doi.org/10.21236/ADA350580>

- Berg, S. (1997). Some aspects of LCA in the analysis of forestry operations. *J. Clean. Prod.*, 5, 211–217. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(97\)00040-1](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(97)00040-1). [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(97\)00040-1](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(97)00040-1)
- Berg, S., Karjalainen, T. (2003). Comparison of greenhouse gas emissions from forest operations in Finland and Sweden. *For. Int. J. For. Res.*, 76, 271–284. <https://doi.org/10.1093/forestry/76.3.271>
- Berg, S., Lindholm, E.L. (2005). Energy use and environmental impacts of forest operations in Sweden. *J. Clean. Prod.*, 13, 33–42. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2003.09.015>.
- Brandt, A.R., Sun, Y., Bharadwaj, S., Livingston, D., Tan, E., Gordon, D. (2015). Energy Return on Investment (EROI) for Forty Global Oilfields Using a Detailed Engineering-Based Model of Oil Production. *PLoS ONE* 10, e0144141. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0144141>.
- Carrasco-Letelier, L., Vázquez, D., D'Ottone, F., Resquin, F., Scoz, R., Vilaró, F., Rodríguez, G., Terra, J. (2013). Balance energético de cadenas agro-industriales de interés para la producción de bioenergías. *Rev. INIA* 46–40.
- De Oliveira Júnior, E., Seixas, F., others. (2006). Energy analysis of Eucalyptus harvesting operations in two mechanized systems. *Sci. For.*, (70), 49–57.
- European Union. (2009). Directive 2009/28/EC of the European parliament and of the Council of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing directives 2001/77/EC and 2003/30/EC. *Off. J. Eur. Union* 5.
- Ferraro Júnior, L. (1999). *Proposição de método de avaliação de sistemas de produção e de sustentabilidade* (PhD Thesis). Dissertação (Mestrado em Fitotecnia)–Universidade de São Paulo. São Paulo.
- Garcia, R., Freire, F. (2014). Carbon footprint of particleboard: A comparison between ISO/TS 14067, GHG Protocol, PAS 2050 and Climate Declaration. *J. Clean. Prod.* 66, 199–209. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.11.073>
- Gorissen, A., De Visser, A. (2004). *Modelling carbon sequestration: with a focus on grassland, effects on climate and management*. Plant Research International.
- GreenDelta. (2014). OpenLCA.
- Hall, C.A.S., Powers, R., Schoenberg, W. (2008). Peak Oil, EROI, Investments and the Economy in an Uncertain Future, in: Pimentel, D. (Ed.), *Biofuels, Solar and Wind as Renewable Energy Systems*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 109–132. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8654-0_5
- Heller, M.C., Keoleian, G.A., Volk, T.A. (2003). Life cycle assessment of a willow bioenergy cropping system. *Biomass Bioenergy* 25, 147–165. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(02\)00190-3](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(02)00190-3).
- Hill, J., Nelson, E., Tilman, D., Polasky, S., Tiffany, D. (2006). Environmental, economic, and energetic costs and benefits of biodiesel and ethanol biofuels. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 103, 11206–11210. <https://doi.org/10.1073/pnas.0604600103>
- ISO, 2018a. ISO 14067:2018(en), Greenhouse gases – Carbon footprint of products – Requirements and guidelines for quantification, ISO 14067.

- ISO, 2018b. ISO 14064-1:2018(en), Greenhouse gases – Part 1: Specification with guidance at the organization level for quantification and reporting of greenhouse gas emissions and removals, ISO 14064-1.
- ISO, 2013. ISO/TR 14069:2013(en), Greenhouse gases – Quantification and reporting of greenhouse gas emissions for organizations – Guidance for the application of ISO 14064-1, ISO 14069.
- Liao, Y., Koelewijn, S.F., Bossche, G.V. den, Aelst, J.V., Bosch, S.V. den, Renders, T., Navare, K., Nicolai, T., Aelst, K.V., Maesen, M., Matsushima, H., Thevelein, J.M., Acker, K.V., Lagrain, B., Verboekend, D., Sels, B.F. (2020). A sustainable wood biorefinery for low-carbon footprint chemicals production. *Science*, 367, 1385–1390. <https://doi.org/10.1126/science.aau1567>
- Nagy, C.N. (1999). *Energy coefficients for agriculture inputs in western Canada*. Centre for Studies in Agriculture, Law and the Environment, University of Saskatchewan, Saskatoon, SK.
- Pandey, D., Agrawal, M. (2014). Carbon footprint estimation in the agriculture sector, in: *Assessment of Carbon Footprint in Different Industrial Sectors*, Volume 1. Springer, pp. 25–47. https://doi.org/10.1007/978-981-4560-41-2_2
- Pimentel, D. (1980). *Handbook of energy utilization in agriculture*. CRC press.
- PROBIO. (2015). *Mejoramiento en la calidad de la información vinculada con la utilización de la biomasa forestal*. MVOTMA, INIA, Tacuarembó, Uruguay.
- Rachid-Casnati, C., Mason, E.G., Woollons, R.C. (2019). Using soil-based and physiographic variables to improve stand growth equations in Uruguayan forest plantations. *IForest - Biogeosciences For.* 12, 237. <https://doi.org/10.3832/ifer2926-012>
- Rachid-Casnati, C., Resquin, F., Carrasco-Letelier, L. (2021). Availability and Environmental Performance of Wood for a Second-Generation Biorefinery. *Forests* 12, 1609. <https://doi.org/10.3390/f12111609>.
- Ravin, A., Raine, T. (2007). Best practices for including carbon sinks in greenhouse gas inventories, in: Environmental Protection Agency. <https://www3.epa.gov/Ttnchie1/Conference/Ei16/Session3/Ravin/>.
- Resquin, F., Navarro-Cerrillo, R.M., Carrasco-Letelier, L., Casnati, C.R., Bentancor, L. (2020). Evaluation of the nutrient content in biomass of Eucalyptus species from short rotation plantations in Uruguay. *Biomass Bioenergy*, 134, 105502. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105502>
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., de Wit, C.A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J.A. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature* 461, 472–475. <https://doi.org/10.1038/461472a>
- Sharma, R., Pradhan, L., Kumari, M., Bhattacharya, P. (2020). Assessment of Carbon Sequestration Potential of Tree Species in Amity University Campus Noida. *Environ. Sci. Proc.*, 3, 52. <https://doi.org/10.3390/IECF2020-08075>

- Turner, D., Lee, J., Koerper, G.J., Barker, J. (1993). *Forest sector carbon budget of the United States: Carbon pools and flux under alternative policy options*. Environmental Protection Agency.
- Ulbanere, R., Ferreira, W. (1989). Energetic balance analysis for corn production in Sao Paulo State-Southeast Brazil; Analise do balanço energetico para a producao de milho no Estado de Sao Paulo. *Energ. Na Agric.*, 4.
- Unión Europea. (2018). Reglamento (UE) 2018/841 sobre la inclusión de las emisiones y absorciones de gases de efecto invernadero resultantes del uso de la tierra, el cambio de uso de la tierra y la silvicultura en el marco de actuación en materia de clima y energía hasta 2030. <https://www.boe.es/doue/2018/156/L00001-00025.pdf>
- Unwin, G.L., Kriedemann, P.E. (2000). *Principles and process of carbon sequestration by trees* (Technical paper No. 64). Research and Development Division. State Forest of New South Wales, Sydney, Australia.
- Wang, S., Wang, W., Yang, H. (2018). Comparison of Product Carbon Footprint Protocols: Case Study on Medium-Density Fiberboard in China. *Int. J. Environ. Res. Public. Health* 15, 2060. <https://doi.org/10.3390/ijerph15102060>.
- Weibach, D., Ruprecht, G., Huke, A., Czerski, K., Gottlieb, S., Hussein, A. (2013). Energy intensities, EROIs (energy returned on invested), and energy payback times of electricity generating power plants. *Energy*, 52, 210–221. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2013.01.029>.
- Yagasaki, Y., Shirato, Y. (2014). Assessment on the rates and potentials of soil organic carbon sequestration in agricultural lands in Japan using a process-based model and spatially explicit land-use change inventories–Part 1: Historical trend and validation based on nation-wide soil monitoring. *Biogeosciences*, 11, 4429–4442. <https://doi.org/10.5194/bg-11-4429-2014>