



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA



Escola Tècnica Superior
d'Enginyeria Agronòmica
i del Medi Natural

Universitat Politècnica de València



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

Análisis del ciclo de vida de un sistema de producción de arroz en la Albufera

TRABAJO DE FIN DE MÁSTER UNIVERSITARIO
EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA DE LOS ALIMENTOS

ALUMNO: Jaume Uizurrún de Asanza Sàez

TUTORA: Neus Sanjuán Pellicer

Curso académico: 2020-2021

València, Septiembre de 2021



Análisis del ciclo de vida de un sistema de producción de arroz en La Albufera

El arroz es uno de los alimentos más importantes a nivel global, ya que se trata de un alimentos básico para más de la mitad de la población mundial. Sin embargo, el cultivo de este cereal no carece de efectos ambientales debidos a la prácticas agrícolas empleadas que, entre otros problemas, provocan la liberación de gases de efecto invernadero, como el metano y el óxido nitroso. que contribuyen al cambio climático.

El análisis de ciclo de vida (ACV) es una metodología que permite evaluar los impactos ambientales de un producto a lo largo de su ciclo de vida.

En este estudio se ha empleado un ACV para evaluar el impacto ambiental del arroz cultivado en la Albufera de Valencia. Para ello se han seguido las pautas establecidas por la norma ISO 14040, que incluyen la definición de los objetivos y el alcance del análisis, la recopilación de datos para y análisis del inventario de ciclo de vida, la evaluación de los impactos del ciclo de vida y la interpretación. La unidad funcional en base a la cual se han expresado los resultados es 1 kg de arroz. Los límites del sistema evaluado incluyen todas las etapas desde la cuna a la puerta de la explotación agraria. Se han evaluado todas las categorías de impacto siguiendo el método de caracterización ReCiPe 2016, tras lo cual se han comparado los valores obtenidos con otros estudios de ACV sobre arroz de la bibliografía . Los resultados obtenidos muestran la gran importancia de las emisiones de campo en la mayoría de impactos evaluados, concretamente el cambio climático, la eutrofización de agua dulce y marina, la destrucción del ozono estratosférico, la acidificación terrestre, la ecotoxicidad y la toxicidad humana. Además, los resultados son similares a los de los estudios revisados. No obstante, con el fin de mejorar la práctica del ACV aplicado a sistemas agrícolas en general, así como al cultivo de arroz, hay que destacar la necesidad de armonizar las metodologías para estimar las emisiones en el campo.

Palabras clave: Análisis de Ciclo de Vida, Arroz, ISO 14040, Categorías de impacto.

Life cycle analysis of a rice production system in La Albufera

Rice is one of the most important foods in the world, as it is a staple food for more than half of the world's population. However, the cultivation of this cereal does not lack environmental impacts due to the agricultural practices used, which cause the release of greenhouse gases, such as, methane or nitrous oxide, among other environmental problems.

Life cycle assessment (LCA) is a methodology that allows evaluating the environmental impacts of a product throughout its life cycle.

In this study, an LCA is used to evaluate the environmental impact of rice grown in Albufera de Valencia. To this aim, the guidelines established by the ISO 14040 standard have been followed, which include the definition of the objective and scope of the analysis, the data collection and analysis of the life cycle inventory, the evaluation of the life cycle impacts and the interpretation. The functional unit upon which the results have been expressed is 1 kg of rice. The system boundaries comprise all the stages from the cradle to the farm gate. All the impact categories have been evaluated following the ReCiPe 2016 characterization method, after which the values obtained have been compared with other LCA studies on rice from literature. The results obtained show the great importance of field emissions on most of the life cycle impacts assessed, namely climate change, freshwater and marine eutrophication, ozone depletion, terrestrial acidification, ecotoxicity and human toxicity. These results are similar to those of the studies reviewed. However, in order to improve the practice of LCA applied to agricultural systems in general, and also to rice cultivation, the need to harmonize methodologies to estimate emissions in the field must be highlighted.

Keywords: Life cycle assessment, Rice, ISO 14040, Impact categories

Alumno: Jaume Ulzurrun de Asanza i Sáez

Tutora: Neus Sanjuán Pellicer

Curso académico 2020-2021

Valencia, Septiembre de 2021

Agradecimientos

En primer lugar quisiera agradecer a Neus Sanjuán Pellicer, mi tutora durante este proyecto, toda la ayuda y tiempo que me ha brindado. Sin su incondicional apoyo e incansable esfuerzo este trabajo no podría haberse realizado.

También quiero agradecer Belén Cerezo de Arroz la tartana por su colaboración e interés a lo largo del desarrollo del proyecto. Al Departamento de Tecnología de los Alimentos por brindarme esta oportunidad. En especial, a Gabriela Clemente Polo por el apoyo ofrecido a lo largo del proyecto.

A mi padre y a mi hermano, por su paciencia y apoyo a lo largo de toda mi vida estudiantil.

Finalmente, a mi madre, por estar dispuesta a dejarlo todo para ayudarme en cualquier momento.

Sin su conocimiento, voluntad y esfuerzo no sería la persona que soy ni habría llegado hasta aquí.

Sin duda la mejor madre y profesora que podría tenerse. A ella le dedico este trabajo.

Índice

1. Introducción	1
2. Materiales y métodos	3
2.1. Definición del objetivo y alcance del estudio	3
2.1.1. Unidad funcional	3
2.1.2. Límites del sistema	3
2.2. Descripción del sistema a estudiar	3
2.3. Análisis de inventario	5
2.3.1. Operaciones sobre el terreno	5
2.3.2. Consumo de agua	6
2.3.3. Emisiones de campo	7
2.3.3.1. Emisiones de metano	7
2.3.3.2. Emisiones causadas por la aplicación de fertilizantes	8
2.3.3.2.1. Amoníaco	8
2.3.3.2.2. Óxido nitroso	9
2.3.3.2.3. Nitratos	10
2.3.3.2.4. Fosfatos	10
2.3.3.3. Emisiones causadas por la aplicación de productos fitosanitarios	11
2.3.4. Producción de fertilizantes y productos fitosanitarios	12
2.4. Evaluación de impactos de ciclo de vida	12
2.5. Programa informático	14
3. Resultados y discusión	15
3.1. Resultados de la evaluación de impacto	15
3.1.1. Cambio climático	16
3.1.2. Formación de materia particulada	17

3.1.3. Agotamiento de combustible fósil	17
3.1.4. Eutrofización acuática	18
3.1.5. Agotamiento de recursos minerales	18
3.1.6. Formación de ozono fotoquímico	18
3.1.7. Destrucción de ozono estratosférico	19
3.1.8. Acidificación terrestre	19
3.1.9. Ecotoxicidad	19
3.1.10. Toxicidad humana	19
3.1.11. Consumo de agua	20
3.2. Impactos ambientales: coincidencias y discrepancias con otros estudios	20
4. Conclusiones	23

Índice de figuras

1. Perfil ambiental del cultivo de arroz en La Albufera (Valencia, España). Contribución relativa de cada una de las etapas consideradas a las categorías de impacto. Unidad funcional: 1 kg de arroz.	16
--	----

Índice de tablas

1. Herbicidas empleados	5
2. Fungicidas empleados	5
3. Maquinaria empleada en el cultivo de arroz	6
4. Concentración de compuestos activos presentes en los fitosanitarios empleados	11
5. Fracción de compuestos activos emitida a los distintos compartimentos ambientales	12
6. Resultados de la evaluación del impacto ambiental del cultivo de arroz en Sueca (Valencia, España). UF: 1 kg de arroz cáscara.	17

1. Introducción

El arroz (*Oryza sativa* y *Oryza glaberrima*) es un cereal de primordial importancia para la alimentación humana, siendo básico en la dieta de más de la mitad de la población mundial. A nivel Europeo, la producción de arroz alcanza los 3 millones de toneladas, el 75 % de las cuales corresponden a la variante japónica, siendo autosuficiente en su producción e incluso exportando pequeñas cantidades de la misma. La variante índica constituye el 25 % restante, siendo necesario importar grandes cantidades de arroz (1,2 millones de toneladas anuales) para satisfacer la demanda del mercado (Comisión Europea, 2016). España es el segundo mayor productor de arroz en la UE tras Italia, con un 28 % de la producción y un 25 % de la superficie. De las 109.411 ha cultivadas en 2016, un 55 % corresponden a la variante japónica y el 45 % restante a la índica. La mayoría de esta producción proviene de Andalucía y Extremadura, constituyendo el 50 % de la producción nacional, seguidos por Catalunya y Valencia (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2016).

La agricultura es responsable de una parte importante de los impactos ambientales negativos a nivel global, siendo responsable del 20 % de las emisiones de carbono antropogénico, la alteración del pH del suelo debido al exceso de nitrógeno o la acumulación de fósforo en el suelo por el empleo de fertilizantes químicos (Rohila et al., 2017). El cultivo de arroz no está exento de problemas ambientales. Por un lado, se pueden señalar problemas ambientales comunes en el sector agrario, como los derivados del uso de pesticidas que causan problemas de toxicidad o las emisiones al medioambiente causadas por la aplicación de fertilizantes. Por ejemplo, el óxido nitroso, que también es un potente gas de efecto invernadero, la lixiviación de nitratos que eutrofizan las aguas subterráneas o el amoníaco que contribuye a la acidificación. Además, en los arrozales inundados la descomposición anaeróbica de la materia orgánica del suelo produce CH_4 , que se libera a la atmósfera fundamentalmente mediante el transporte a través de las plantas del arroz. Estas emisiones son influidas tanto por factores propios del modo de cultivo, como los regímenes hídricos y el abonado, tanto orgánico como inorgánico; como por otras características, como el tipo de suelo, la temperatura y la variedad de arroz. Así, En China, el principal país productor de arroz a nivel mundial este proceso es responsable del 35,6 % de la emisión de CH_4 agrícola, lo cual se corresponde a un 5-19 % de las emisiones globales de este gas de efecto invernadero (Miranda et al., 2015).

Por otra parte, en el cosechado se separa el arroz cáscara de la paja. La gestión de la paja es importante, pues no está exenta de implicaciones ambientales. La forma más simple y económica es la quema directa de la paja, que libera CO_2 y otros gases contaminantes al ambiente (Brodt et al., 2014). Otra alternativa común es su incorporación al suelo de cultivo, que también aumenta las emisiones de CH_4 . Si bien Yan et al (2009) señalan que su incorporación al suelo fuera de la temporada de cultivo en lugar de justo antes del cultivo siguiente como es más común, parece reducir las emisiones de este gas. Sin embargo, existen otros procesos que, a pesar de ser más costosos económicamente, permiten un aprovechamiento del subproducto. Entre ellos destacan su uso como pienso; compostaje, que requiere largos periodos de tiempo hasta la descomposición de la paja; y su uso en la elaboración de biocombustible o la obtención de sílice o biofibras, lo cual hoy día necesita un costoso procesado (Van Hung et al., 2020).

Por último, señalar también que en España, los arrozales suelen encontrarse en zonas húmedas de alto valor ecológico, dentro o cerca de Parques Naturales protegidos por legislación nacional e internacional, como es el caso de los arrozales de Valencia, Tarragona y Sevilla. Aunque no sean parajes protegidos, los humedales, entre los que se encuentran los marjales, las marismas y los deltas donde se cultiva arroz, se consideran los ecosistemas naturales de mayor productividad biológica del mundo y poseen valores de conservación propios por su gran diversidad biológica (Junta de Andalucía, 2008).

Los aspectos antes citados señalan la problemática ambiental del cultivo del arroz. Por tanto, se requiere conocer el impacto ambiental del cultivo del arroz para poder evaluar la sostenibilidad ambiental de este cultivo y proponer prácticas dirigidas a reducir sus impactos. Para ello, el análisis de ciclo de vida (ACV) proporciona una evaluación holística de los aspectos ambientales y posibles impactos ambientales a lo largo del ciclo de vida de un producto, desde la producción de las materias primas, a lo largo de la producción, uso y hasta la gestión de residuos finales (ISO 14040:2006, 2006). Desde su aparición, el empleo de esta técnica ha adquirido gran importancia en la toma de decisiones ambientales a nivel europeo (Sala et al., 2016). Si bien se han realizado estudios que aplican la metodología ACV al cultivo del arroz en distintos países como Tailandia (Thanawong et al., 2014), Italia (Fusi et al., 2014) o Japón (Hokazono and Hayashi, 2012), hasta el momento no se ha publicado ningún estudio relacionado con las prácticas de cultivo de arroz en España, y más concretamente sobre el arroz de la Albufera de Valencia.

El objetivo del estudio es evaluar los impactos ambientales del cultivo de arroz en Sueca localizado específicamente en los denominados *tancats* de la Albufera de Valencia. Concretamente, se determinarán los impactos de una finca representativa de las prácticas realizadas en la zona. Los resultados permitirán detectar las etapas que más impacto generan y proponer medidas para reducir dicho impacto.

2. Materiales y métodos

El ACV se ha realizado siguiendo las fases indicadas en la norma ISO 14040 (ISO 14040:2006, 2006) que se exponen a continuación.

2.1. Definición del objetivo y alcance del estudio

La definición del objetivo y alcance del estudio es la primera fase de un ACV, en la cual se exponen los motivos por los que se desarrolla el estudio y se establecen la unidad funcional (UF) a la cual se referirán los resultados del estudio, y los límites del sistema, es decir, las etapas del sistema de estudio que se van a considerar.

Como se ha expuesto en la introducción, el objetivo del estudio es determinar los impactos ambientales de la producción de arroz en una parcela representativa de 3,7378 ha en Sueca y proponer un conjunto de mejoras técnico-agronómicas que permitan reducir otros impactos ambientales.

2.1.1. Unidad funcional

La UF es la unidad de referencia del estudio, en base a la cual se expresarán los resultados del mismo. Como su nombre indica, la UF debe reflejar la función principal del sistema a estudiar y, en el caso de los sistemas agrarios, esta es producir alimentos. Por ello, en este estudio se ha tomado como unidad funcional 1 kg de arroz cáscara

2.1.2. Límites del sistema

Determinar los límites de un ACV es un paso muy importante por su influencia sobre los resultados. Si se incluyen demasiados procesos, el estudio puede ser demasiado minucioso y es posible abarcar etapas que a penas tienen relación con el estudio en cuestión, aunque si se es demasiado estricto se pueden ignorar etapas que causen impactos importantes.

Por tanto, teniendo en cuenta el objetivo del estudio, que se centra en las prácticas agrarias, los límites del sistema se han establecido desde la cuna a la puerta de la explotación (*from cradle to farm gate*, de acuerdo a la literatura en inglés). Es decir, se han considerado todos los procesos desde la producción de los insumos agrarios, pasando por todas las labores desde el inicio del cultivo hasta la recolección del arroz. Esto implica que los procesos que sufra el arroz una vez recolectado, como el transporte a fábrica o cualquier tipo de procesamiento, no se tendrán en cuenta; aunque sí que se considerará el tratamiento de los residuos generados debido a la recolección.

2.2. Descripción del sistema a estudiar

La Albufera de Valencia es una laguna costera somera con profundidad media de 1 m, situada en la costa mediterránea al sur de la ciudad de Valencia. Ocupa una superficie de 23,94 km^2 . El clima

de esta zona es mediterráneo cálido caracterizado por temperaturas templadas, con una temperatura media de 17,8 °C.

El campo es uno de los denominados *tancats*, terrenos ganados al lago. La variedad cultivada es arroz bomba, que se caracteriza por requerir un menor aporte de nitrógeno que la variedad tradicional, aunque su rendimiento por hectárea es menor (350-400 kg · ha⁻¹) que el de otras variedades.

Los *tancats* se encuentran a menor nivel que el lago, de forma que este desborda en el periodo invernal (mediados de octubre) e inunda el campo, lo que se denomina *perellonà*, que se mantiene hasta febrero. Esta inundación invernal sirve para limpiar los arrozales de malezas, simientes de malas hierbas, hongos, etc. Además, durante el invierno los campos inundados suponen un hábitat importante para las aves acuáticas. A finales de febrero los motores de extracción de agua se encienden para extraer el agua del campo. Una vez en seco, se cierra las compuertas y se trabajan los campos.

La campaña empieza con la preparación del terreno, cuyo objetivo es crear un entorno favorable para la germinación y el crecimiento de las plantas. El primer proceso de esta preparación es el fanguero, donde un tractor bate ligeramente la superficie inundada de las parcelas para airearla. Posteriormente se emplean ganchos para facilitar el secado de la tierra, tras lo cual se realiza la nivelación del suelo mediante una niveladora, para seguidamente, volver a pasar los ganchos. El paso final previo a la siembra es un abonado empleando el fertilizante mineral a base de nitrógeno, fósforo y potasio conocido como ENEBE, empleándose en dosis de 130 kg · ha⁻¹.

El cultivo del arroz dura unos 120 días, y se inicia con la siembra, que se realiza a voleo a mediados de mayo, con una densidad de siembra de 150 kg · ha⁻¹, tras lo cual se vuelve a inundar el campo.

La gestión del agua de riego es un aspecto relevante en el cultivo del arroz, pues tradicionalmente los campos permanecen inundados durante el periodo de cultivo, lo cual favorece las emisiones de CH₄ por la descomposición de la materia orgánica del suelo en condiciones de anaerobiosis. En la finca estudiada, en el periodo comprendido entre la siembra (mayo) y el cosechado (septiembre), se realizan cuatro riegos, uno cada mes hasta agosto. Entre estos riegos tienen unos periodos de drenaje o *secàs*, en los que el suelo no tiene agua, cuyo objetivo, como su nombre indica, es secar el campo con varios fines según el momento en que se realice: facilitar el enraizamiento del arroz, mejorar la efectividad de los tratamientos herbicidas, y los últimos para que la caña se endurezca, que se sequen las algas que se forman en el suelo. Adicionalmente, las *secàs* tiene como efecto ambiental una disminución de las emisiones de CH₄. Concretamente, a los 10 días de la siembra se hace una *secà* de 3-4 días dependiendo de la climatología y el suelo. A los 20-24 días de siembra se hace una segunda, de la misma duración y a los 40 días se realiza la tercera, de una semana aproximadamente. Cuando el cultivo está ya establecido a falta de dos meses de segar, se mantiene el nivel de agua, y los fines de semana se para el motor para que desagüe un poco.

Para evitar la proliferación de malas hierbas se emplean herbicidas (tabla 1) a lo largo del ciclo de cultivo, junto con fungicidas (tabla 2) para evitar la aparición de plagas.

Finalmente, el cosechado se realiza a mediados de septiembre mediante una cosechadora mecánica con un rendimiento de arroz de 5316 kg de arroz cáscara · ha⁻¹.

Tabla 1: Herbicidas empleados

Fecha de aplicación	Producto	Compuesto activo	Dosis
29/5/20	Clincher	Cyhalofop-butil 20 %	1,5 L · ha ⁻¹
10/6/20	Viper Max	Penoxsulam 1,33 % + Cyhalofop-butil 10 %	3 L · ha ⁻¹
7/7/20	MCPA DMA 500 SL	2,4-D 50 %	1 L · ha ⁻¹
7/7/20	Basagran	Bentazona 87 %	1,5 kg · ha ⁻¹
7/7/20	Epik	Acetamiprid 20 %	0,15 kg · ha ⁻¹

Tabla 2: Fungicidas empleados

Fecha de aplicación	Producto	Compuesto activo	Dosis
7/7/20	Barclay Eyetak 450	Procloraz 45 %	1 L · ha ⁻¹
27/7/20	Amistar Top	Azoxistrobin 20 % + Difenconazol 12,5 %	1 L · ha ⁻¹
12/8/20	Amistar Top	Azoxistrobin 20 % + Difenconazol 12,5 %	1 L · ha ⁻¹

2.3. Análisis de inventario

En el Inventario del Ciclo de Vida (ICV) se identifican y cuantifican todas las entradas (consumo de recursos y materiales) y salidas (emisiones al aire, suelo, aguas y generación de residuos) que se asocian al proceso productivo estudiado, expresándolas en base a la UF descrita anteriormente. Para ello se han utilizado datos primarios y secundarios.

Un dato o fuente primaria es información de primera mano específica de la actividad en cuestión, recogida internamente de la empresa o de la cadena de suministro. En este caso, los datos primarios proceden de un cuestionario sobre la campaña de 2020 realizado a un productor cuyas prácticas se pueden considerar como representativas de las realizadas en la zona. Este cuestionario contiene información sobre las prácticas realizadas en las distintas etapas del cultivo de arroz: preparación del suelo, siembra, fertilizantes empleados, uso de herbicidas, control de plagas, riego y cosechado; además de tratar otros factores de interés, como las características generales del campo en cuestión y los productos y subproductos obtenidos.

Los datos secundarios se refieren a la información media o típica sobre una actividad general, que proviene de un estudio publicado o de bases de datos para su uso en ICV. En este estudio, se han empleado, además de dos bases de datos para ICV, modelos para el cálculo de las emisiones agrícolas, que se detallan en mayor profundidad en los apartados posteriores.

2.3.1. Operaciones sobre el terreno

En las operaciones de campo se incluyen los tratamientos previos a la siembra (fanguero, nivelación, abonado), la siembra en sí y el cosechado. Todas estas operaciones se han realizado con maquinaria, y las emisiones derivadas de su uso se han calculado adaptando el proceso de tractor disponible en el la base de datos GaBi Professional de acuerdo con los consumos de carburante y tiempos de operación especificados por el productor de arroz encuestado. En la tabla 3 se muestran

las características de la maquinaria empleada.

Tabla 3: Maquinaria empleada en el cultivo de arroz

Proceso	Maquinaria	Consumo de carburante (L · ha ⁻¹)	Tiempo de operación (h · ha ⁻¹)
Fanguero	Tractor con gabia	12	1,00
Primera nivelación ganchos	Tractor con gancho	5,75	0,41
Nivelación láser	Tractor con niveladora	8	0,80
Segunda nivelación ganchos	Tractor con gancho	5,75	0,41
Abonado	Tractor con abonadora de voleo	4,5	0,35
Tapar con rulo abono	Tractor con rulo	8,2	0,55
Siembra	Tractor con sembradora de voleo	4,5	0,35
Primer sulfatado	Tractor con barras	3	0,35
Segundo sulfatado	Tractor con barras	3	0,42
Tercer sulfatado	Tractor con barras	3	0,56
Cosechado	Cosechadora	15	0,60

2.3.2. Consumo de agua

Como se ha indicado en el apdo. 2.2, el riego de la parcela se realiza directamente de la Albufera, abriendo las compuertas de los *tancats*. Además, para permitir un flujo constante y continuo de agua y mantener el nivel de la lámina de agua (7-10 cm en el periodo inicial y 10-15 cm el resto) se emplea un sistema de bombeo eléctrico (caudal de 3000 L · min⁻¹). Como se ha mencionado antes, se realizan cuatro drenajes: el primero de ellos en febrero, para permitir el trabajo en el campo; el segundo drenaje se realiza en mayo para permitir los tratamientos fitosanitarios; el tercer y cuarto drenaje se realizan en julio y agosto. Esto requiere que la bomba esté en funcionamiento 10, 12, 14 y 14 horas respectivamente para cada drenaje, por lo que la bomba se emplea un total de 50 horas cada ciclo de cultivo. Las necesidades energéticas debidas al uso de la bomba y sus emisiones se han determinado mediante la adaptación del proceso incluido en la base de datos GaBi Professional teniendo en cuenta el caudal y tiempo de uso de la bomba empleada. No obstante, no se ha tenido en cuenta el funcionamiento de la bomba para mantener el nivel del agua en los periodos que el campo está inundado. Señalar también que, debido a la naturaleza del sistema de riego empleado, no es posible determinar de forma exacta el volumen de agua necesario para la irrigación.

En un ACV, el consumo de agua hace referencia al agua extraída de una cuenca hidrográfica y que no retorna a la misma. El consumo de agua está causado por la evaporación, la transpiración, la adición a un producto o el vertido en una cuenca distinta o en el mar. Por ello, para determinar el consumo de agua hay que tener en cuenta que cada día de cultivo se da el fenómeno de la evapotranspiración, la combinación de dos procesos independientes por los que se pierde agua: la evaporación en la superficie del suelo y la transpiración del cultivo. El cálculo de la transpiración del cultivo (ET_C) se ha realizado mediante la ecuación 1 (FAO, 1998):

$$ET_C \left(\frac{mm}{da} \right) = K_C (-) * ET_0 \left(\frac{mm}{da} \right) \quad (1)$$

Donde K_c es el coeficiente del cultivo, que en el caso del arroz es de 1,05 en el periodo inicial de crecimiento (30 primeros días), 1,1 en el periodo de desarrollo (60 días) y 1,15 en el periodo final (30 últimos días). ET_0 es la evapotranspiración de referencia, la cual se determina a partir de las precipitaciones dadas en el lugar de cultivo durante el periodo crecimiento de la planta. En este estudio se emplearon datos de Polinya del Xúquer, una población próxima a la Albufera para la cual se disponía de datos. Los valores obtenidos fueron 5,197, 5,073 y 5,045 respectivamente (?). Con estos datos se ha calculado la evapotranspiración del cultivo del estudio:

$$ET_{Cini} = 1,05 * 5,197 = 5,458 \frac{mm}{da}$$

$$ET_{Cmid} = 1,1 * 5,073 = 5,580 \frac{mm}{da}$$

$$ET_{Cend} = 1,15 * 5,045 = 5,801 \frac{mm}{da}$$

La cantidad de total agua consumida debido a la evapotranspiración se calcula multiplicando la evapotranspiración del cultivo en cada periodo de crecimiento por la duración (días) de cada periodo del crecimiento del cultivo:

$$Agua\ consumida_{ini} = 5,458 * 30 = 5,458\ mm$$

$$Agua\ consumida_{mid} = 5,580 * 60 = 5,580\ mm$$

$$Agua\ consumida_{end} = 5,801 * 30 = 5,801\ mm$$

2.3.3. Emisiones de campo

Las emisiones de campo incluyen las emisiones directas, tanto las de metano al aire, como las emisiones causadas por la aplicación de fertilizantes, herbicidas y plaguicidas. Las emisiones de dióxido de carbono (CO_2) debidas a la descomposición de la materia orgánica se han considerado neutras, ya que pese a ser una fuente de emisiones de efecto invernadero a corto plazo, su efecto a largo plazo queda compensado por la fijación de CO_2 atmosférico por parte de la planta.

2.3.3.1. Emisiones de metano

La descomposición anaerobia de la materia orgánica produce metano (CH_4) el cual se libera a la atmósfera. La cantidad de CH_4 emitida depende de la duración del cultivo, así como del régimen hídrico previo y durante el cultivo y la aplicación de abonos orgánicos e inorgánicos al suelo. En este estudio, la cantidad de CH_4 emitido se ha calculado siguiendo las directrices del IPCC para las Emisiones de Metano del Cultivo del Arroz (IPCC, 2019), que indica la ecuación 2:

$$CH_4 = EF_i * t \quad (2)$$

Donde t es el tiempo de cultivo, 120 días en el presente estudio, y EF_i es un factor de emisión diario ajustado, que se calcula como:

$$EF_i = EF_c * SF_w * SF_p * SF_o \quad (3)$$

EF_c es el factor de emisión para campos continuamente inundados sin aportes orgánicos, que en nuestro caso toma un valor de $1,56 \text{ kg CH}_4/(\text{ha} \cdot \text{da}^{-1})$ al tratarse de un campo localizado en Europa. SF_w es el factor de escalado según el régimen de riego durante el cultivo, que al haber múltiples drenajes toma un valor de 0,55. SF_p es el factor de escalado según el régimen de agua previo al cultivo, que como en el caso de estudio el periodo en que el campo no permanece inundado es menor de 180 días, dicho factor toma un valor de 1,00. SF_o es el factor de escalado según los aportes orgánicos, es 1,00 en este caso al no realizarse ningún aporte de este tipo. Con esta información es posible calcular el factor de emisión diario, y con este las emisiones de CH_4 durante todo el ciclo de cultivo son:

$$EF_i = 1,56 * 0,55 * 1 * 1 = 0,858 \frac{\text{kgCH}_4}{\text{ha} * \text{da}}$$

$$\text{CH}_4 = 0,858 * 120 = 102,96 \frac{\text{kgCH}_4}{\text{ha}}$$

2.3.3.2. Emisiones causadas por la aplicación de fertilizantes

El cálculo de las emisiones del fertilizante ENEBE aplicado se ha realizado a partir de la concentración de nitrógeno (N) y fósforo (P_2O_5) presentes en el mismo: 30 % de N y 10 % de P_2O_5 , lo que equivale a $39 \text{ kg de N} \cdot \text{ha}^{-1}$ y $13 \text{ kg de } \text{P}_2\text{O}_5 \cdot \text{ha}^{-1}$ al considerar que la dosis de fertilizante aplicada es de $130 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$.

A efectos de análisis de los impactos, las emisiones que contabilizan son las de óxido nitroso (N_2O) y amoníaco (NH_3) al aire y de fosfatos (PO_4^{3-}) al agua.

2.3.3.2.1. Amoníaco

Cuando se expone NH_3 a la atmósfera se produce su volatilización. La cantidad de NH_3 emitido depende de la composición química de la solución, su temperatura, el área de la superficie expuesta y la resistencia al transporte de NH_3 en la atmósfera. Estas emisiones están muy relacionadas con la cantidad de fertilizante nitrogenado aplicado, y se pueden calcular siguiendo la metodología propuesta por la Agencia Europea de Medioambiente (Hutchings et al., 2019):

$$E_{fert\text{NH}_3} = m_{fert} * EF \quad (4)$$

Donde $E_{fert\text{NH}_3}$ son los kg de NH_3 emitidos, m_{fert} es la cantidad de fertilizante aplicado por ha este caso $39 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, y EF es un factor de emisión dependiente del tipo de fertilizante. Teniendo en cuenta que se aplica un fertilizante que es una combinación de NPK, que el clima es templado y que el suelo tiene un pH básico, el factor toma un valor de $0,094 \text{ kg NH}_3 \cdot \text{kg N}$ (Hutchings et al., 2019). Por tanto, se puede calcular las emisiones de NH_3 resultantes como:

$$E_{fertNH_3} = 39 * 0,094 = 3,666 \frac{kgNH_3}{ha}$$

2.3.3.2.2. Óxido nitroso

El óxido nitroso (N_2O) se produce de forma natural en los suelos debido a los procesos de nitrificación y desnitrificación. La nitrificación es la oxidación aerobia del amonio (NH_4^+) en nitrato (NO_3^-); aunque sí la provisión de O_2 es limitada se forma N_2O como subproducto. Posteriormente, en la desnitrificación se da la reducción microbiana anaeróbica del nitrato en nitrógeno gaseoso (N_2). La cantidad de N_2O emitido al aire se ha calculado aplicando las Directrices del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, 2019) para las emisiones de N_2O debidas tanto al aporte directo de N (por los suelos a los que se agrega el N) como por dos vías indirectas: la volatilización de NH_3 de suelos gestionados y su redistribución junto NH_4^+ y NO_3^- en suelos y aguas; y tras la lixiviación y escorrentía del N como NO_3^- . Según las Directrices del IPCC de 2019, las emisiones de N_2O por aporte directo de N se calculan como:

$$N_2O - N = N_2O - N_{Ninputs} + N_2O - N_{OS} + N_2O - N_{PRP} \quad (5)$$

Donde $N_2O - N_{OS}$ y $N_2O - N_{PRP}$ hacen referencia a las emisiones directas anuales debidas a suelos orgánicos y a aportes de materiales orgánicos respectivamente, las cuales son nulas en el presente estudio. Para el cálculo de $N_2O - N_{Ninputs}$, las emisiones directas debidas a aportes de N al suelo, se aplica la siguiente ecuación:

$$N_2O - N_{Ninput} = (F_{SN} + F_{ON} + F_{CR} + F_{SOM} * EF_{1FR}) \quad (6)$$

F_{SN} corresponde a la cantidad de N aplicada en forma de fertilizante sintético, 39 kg/ha. F_{ON} y F_{CR} son las cantidades de N aportadas mediante estiércol y residuos agrícolas, que toman un valor nulo en este estudio. F_{SOM} es la cantidad de N que se mineraliza, la cual también es nula al no realizarse ningún aporte de materia orgánica. EF_{1FR} es el factor de emisión para emisiones de N_2O de aportes de N, que en el caso del arroz toma un valor de 0,004 kg N_2O -N/kg N. Por tanto, las emisiones directas de nitrógeno en forma de N_2O ($N_2O - N$) son:

$$N_2O - N = 39 * 0,004 = 0,156 \frac{kgN_2O - N}{ha}$$

Estas emisiones de N_2O -N equivalen a 0,245 kg de N_2O /ha:

$$0,156 \frac{kgN_2O - N}{ha} * \frac{44}{28} = 0,245 \frac{kgN_2O}{ha}$$

Las emisiones indirectas de N_2O -N suponen un pequeño porcentaje de las emisiones de amoníaco y nitrato. En el caso del amoníaco, se corresponde con el 1% de las emisiones, por lo que se liberan 0,03019 kg de N_2O -N durante la volatilización del NH_3 .

Según las Directrices del IPCC de 2019, las emisiones de N_2O debidas a la lixiviación de NO_3^- se calculan del siguiente modo:

$$N_2O_{(L)} - N = (F_{SN} + F_{ON} + F_{PRP} + F_{CR} + F_{SOM}) * Frac_{LEACH-(H)} * EF_5 \quad (7)$$

Donde F_{PRP} es la cantidad anual de N proveniente de orina y estiércol, en este caso nula; $Frac_{LEACH-(H)}$ es la fracción de N añadida por el lixiviado, 0,24 kg NO_3^- -N/ha; EF_5 es el factor de emisión de N_2O , que toma un valor de 0,011 kg NO_2 -N; y el resto de los parámetros se han definido previamente en la ecuación 6. Por tanto, el calculo de las emisiones indirectas de N_2O a partir del lixiviado N_2O_L es el siguiente:

$$N_2O_{(L)} - N = 39 * 0,24 * 0,011 = 0,103 \frac{kgN_2O_{(L)} - N}{ha}$$

2.3.3.2.3. Nitratos

La lixiviación de NO_3^- se calcula empleando una ecuación similar a la anterior:

$$NO_3^- - N = F_N * Frac_{LEACH-(H)} * (1 - EF_5) \quad (8)$$

Empleando los datos anteriores, se determina la cantidad de nitratos lixiviados:

$$NO_3^- - N = 39 * 0,24 * (1 - 0,011) = 9,257 \frac{kgNO_3^- - N}{ha}$$

2.3.3.2.4. Fosfatos

Para el cálculo de las emisiones de fosfato se ha empleado las directrices del informe *World Food LCA Database* (Nemecek et al., 2014), según el cual las emisiones de fósforo al agua se producen por lixiviación de fosfatos solubles PO_4^{3-} a aguas subterráneas, y por escorrentía de PO_4^{3-} a aguas superficiales. Las emisiones por lixiviación se calculan del siguiente modo:

$$P_{gw} = P_{gwl} * F_{gw} \quad (9)$$

Donde P_{gw} son los kg de P lixiviados al agua; P_{gwl} es la cantidad media de P lixiviado al agua, que es 0,07 kg $P \cdot ha^{-1}$ en el caso de tierra arable; y F_{gw} es un factor de corrección no aplicable a nuestro estudio. Por tanto, en el presente caso de estudio se lixivian 0,07 kg de $P \cdot ha^{-1}$.

Respecto a la escorrentía, se calcula como:

$$P_{ro} = Prot * Fro \quad (10)$$

Donde P_{ro} son los kg de P liberados por escorrentía; P_{rol} es la cantidad media de P perdido por escorrentía, que es $0,175 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$ en tierra arable; y F_{ro} es un factor de corrección calculado del siguiente modo:

$$F_m = 1 + \frac{0,2}{80} * P_2O_{5min} + \frac{0,7}{80} * P_2O_{5sl} + \frac{0,4}{80} * P_2O_{5man} \quad (11)$$

P_2O_5 es la cantidad de fósforo expresado como P_2O_5 presente en el fertilizante que puede ser mineral (min) u orgánico (man). Como en el presente caso de estudio sólo se ha empleado un fertilizante mineral, el único tipo de P_2O_5 a tener en cuenta es P_2O_{5min} , que tiene un valor de $13 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$. Por tanto, la cantidad de P liberados por escorrentía se ha calculado a partir de las ecuaciones 10 y 11:

$$P_{ro} = 0,175 * (1 + \frac{0,2}{80} * 13) = 0,181 \frac{\text{kg}P_2O_5}{\text{ha}}$$

2.3.3.3. Emisiones causadas por la aplicación de productos fitosanitarios

Además de las emisiones debidas a la fabricación de los productos fitosanitarios, también es importante considerar los efectos de la aplicación de los mismos.

Es decir, se trata de determinar la cantidad de compuesto activo presente en cada herbicida se libera a cada compartimento del medio, aire, agua y suelo, tras su aplicación. Para ello se ha tenido en cuenta la concentración de compuesto activo (tabla 4), y con el modelo PestLCI (Melero et al., 2020) se ha determinado la fracción de estos compuestos que se libera a cada compartimento ambiental (tabla 5).

Tabla 4: Concentración de compuestos activos presentes en los fitosanitarios empleados

Producto fitosanitario	Compuesto activo	Concentración compuesto activo ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)
Clincher	Cyhalofop-butil	0,300
Viper Max	Cyhalofop-butil Penoxsulam	0,540 4,83
MCPA DMA 500 SL	2,4-D	0,500
Basagran	Bentazona	1,305
Epik	Acetamiprid	0,030
Narclay Eyetak 450	Procloraz	0,450
Amistar Top	Azoxistrobin Difenoconazol	0,200 0,125

Tabla 5: Fracción de compuestos activos emitida a los distintos compartimentos ambientales

Compuesto activo	Fracción aire (kg/ha)	Fracción a espacios naturales (kg/ha)	Fracción cultivo (kg/ha)	Fracción suelo agrícola (kg/ha)	Fracción agua superficial (kg/ha)	Fracción otros suelos (kg/ha)
Cyhalofop-butil	0,042	0,637	0,149	0,001	$2,76310^{-5}$	0,002
Penoxsulam	0,242	3,661	0,911	0,006	$1,58910^{-4}$	0,010
2,4-D	0,025	0,238	0,236	$5,15410^{-4}$	$1,36410^{-5}$	$8,34610^{-4}$
Bentazona	0,065	0,620	0,616	0,002	$4,29310^{-5}$	0,003
Acetamiprid	0,002	0,014	0,014	$3,73010^{-5}$	$9,86910^{-7}$	$6,04010^{-5}$
Procloraz	0,023	0,214	0,212	$5,59510^{-4}$	$1,48010^{-5}$	$9,06010^{-4}$
Azoxistrobin	0,005	0,142	0,196	0,005	$1,20810^{-4}$	0,007
Difenoconazol	0,031	0,089	0,122	0,003	$7,55110^{-5}$	0,005

2.3.4. Producción de fertilizantes y productos fitosanitarios

Los recursos consumidos y las emisiones producidas en los procesos de fabricación de los fertilizantes y productos fitosanitarios aplicados se tomaron de la base de datos de Ecoinvent 3.7. El fertilizante empleado no está recogido en las bases de datos para ICV disponibles, por lo que se simuló su producción empleando la producción de fertilizantes de tipo nitrogenado, fosforado y potásico genéricos recogidas en la base de datos Ecoinvent 3.7 (Wernet et al., 2016), modificando la cantidad producida para reflejar la composición del fertilizante ENEBE.

Los fitosanitarios comerciales empleados no se encuentran en las bases de datos disponibles (GaBi Professional y Ecoinvent 3.7), así que se empleó un proceso de producción genérico de pesticidas de Ecoinvent 3.7.

2.4. Evaluación de impactos de ciclo de vida

En la Evaluación de los Impactos del Ciclo de Vida (EICV) se trata de relacionar las entradas y salidas seleccionadas en el inventario con los posibles impactos sobre el medio ambiente, la salud humana y la disponibilidad de los recursos, con el fin de clasificar, caracterizar y valorar la importancia que los potenciales impactos generan.

En el estudio se han considerado diversas categorías de impacto ambiental, que se exponen a continuación. Para la caracterización de dichas categorías de impacto se ha utilizado la metodología ReCiPe 2016 v1.1 (Huijbregts et al., 2016), excepto para la ecotoxicidad en agua dulce y la toxicidad humana, que se han evaluado según el método USEtox 2.12 (Rosenbaum et al., 2008); y el consumo de agua, para el que se emplea AWARE 1.2C (Boulay et al., 2018).

1. **Cambio climático (CC):** ciertos gases, principalmente CO₂ junto con CH₄, N₂O y CFC son responsables de la absorción de la radiación solar emitida. La concentración de estos gases provoca la mayor absorción de radiación y, con ello, el sobrecalentamiento del planeta y las

alteraciones debidas al mismo. El potencial de las sustancias que producen calentamiento global se expresa en kg equivalentes de CO₂.

2. **Formación de materia particulada (FMP):** la materia particulada es el conjunto de partículas finas orgánicas e inorgánicas con un diámetro menor de 2,5 m que se acumulan en el aire. Las unidades de referencia para esta categoría de impacto son kg de PM 2,5.
3. **Agotamiento de combustibles fósiles (ACF):** es importante medir el consumo de combustibles fósiles, ya que estos recursos se consumen a un ritmo mucho mayor que su producción. En ReCiPe esta categoría de impacto se expresa como kg de petróleo equivalentes.
4. **Eutrofización (EU):** impacto debidos a altos niveles de macronutrientes, nitrógeno y fósforo en los ecosistemas acuáticos; lo cual lleva a un aumento de la producción de biomasa y una disminución de la concentración de oxígeno disuelto. El método ReCiPe distingue entre eutrofización marina y eutrofización en agua dulce, que se expresan como kg de N equivalentes y kg de P equivalentes, respectivamente.
5. **Agotamiento de recursos minerales (ARM):** se da lugar cuando la extracción de metales es mucho más rápida que su producción. Para expresar los resultados de esta categoría de impacto se emplea el potencial de superávit de mineral, que expresa la cantidad media de un mineral producido en el futuro por la extracción de 1 kg de este mineral, considerando toda la producción futura del mismo. Se toma como unidad de referencia los kg de Cu equivalentes.
6. **Formación fotoquímica de ozono (FFO):** el ozono no se emite de forma directa a la atmósfera, sino que se forma por la reacción fotoquímica entre los óxidos de nitrógeno, NO_x y los compuestos orgánicos volátiles (NMVOC), dando lugar a ozono troposférico. Este ozono es ser perjudicial para la salud humana, los ecosistemas y la agricultura. Este impacto se expresa en kg de NO_x equivalentes. Para esta categoría de impacto, ReCiPe distingue entre su efecto sobre la salud humana y sobre los ecosistemas, si bien se expresan con las mismas unidades.
7. **Destrucción del ozono estratosférico (DO):** el ozono presente en la estratosfera es responsable absorber la radiación ultravioleta. La disminución de esta concentración, y por tanto de la absorción de radiación UV-B, provoca el aumento de ciertas enfermedades, efectos adversos a la producción agrícola, degradación de materiales plásticos e interferencias en los ecosistemas. Los cloruros y bromuros son los principales responsables de la descomposición del ozono estratosférico. Las unidades de referencia para expresar esta categoría de impacto en ReCiPe son los kg de CFC-11 equivalentes.
8. **Acidificación terrestre (AT):** la liberación de nitrógeno y azufre a la atmósfera provoca la deposición de ácidos de dichos compuestos en el suelo y agua que puede afectar a la flora y fauna. Esta categoría de impacto se mide en kg de SO₂ equivalentes.
9. **Ecotoxicidad en sistemas acuáticos (Etx):** es la categoría de impacto ambiental relativa a los impactos tóxicos que afectan a un ecosistema acuático, son nocivos para distintas especies y cambian la estructura y función del ecosistema. Las unidades de referencia son CTUe (unidad tóxica comparativa por impacto de ecotoxicidad acuática). No se considera la toxicidad en ecosistemas terrestres porque la metodología USEtox no ha desarrollado hasta el momento factores de caracterización propios.
10. **Toxicidad humana (TxH):** corresponde a los efectos nocivos sobre la salud humana debidos a la absorción de sustancias tóxicas por la inhalación de aire, la ingesta de alimentos o agua,

o la penetración a través de la piel. Se distingue entre toxicidad humana cancerígena y no cancerígena. Las unidades de referencia son CTUh (unidad tóxica comparativa), que estiman el incremento de mortalidad en la totalidad de la población humana por unidad de masa de químico emitido.

11. **Consumo de agua (CA):** el agua es un recurso cuya disponibilidad es limitada, por lo que es importante realizar un control de su consumo. El método AWARE determina el potencial de privación de agua, tanto a las personas como a los ecosistemas, asumiendo que cuando menor sea la cantidad de agua disponible en un área, más probable es que un usuario se vea privado de la misma. Las unidades de referencia son m^3 mundiales equivalentes.

2.5. Programa informático

El programa informático que se ha empleado para evaluar el comportamiento ambiental y los impactos asociados al ciclo del cultivo en el estudio es GaBi 9.2.1 (Thinkstep AG, Leinfelden-Echterdingen, Alemania).

3. Resultados y discusión

El paso final en cualquier ACV, la interpretación de resultados, es la combinación de los resultados del ICV y la EICV, con la finalidad de extraer, de acuerdo a los objetivos y alcance planteados, conclusiones.

A partir de los datos del inventario, y con la ayuda del software Gabi 9.2.1, se han calculado los impactos producidos en el sistema de estudio. Este sistema se ha dividido en 5 etapas:

1. **Producción del fertilizante:** incluye los flujos provocados por la fabricación del fertilizante empleado en el ciclo de cultivo.
2. **Producción de fitosanitarios:** incluye los flujos provocados por la fabricación de los productos fitosanitarios empleados en el ciclo de cultivo.
3. **Irrigación:** incluye los flujos debidos al proceso de irrigación del cultivo con agua.
4. **Empleo de maquinaria:** incluye los flujos debidos al empleo de maquinaria durante los distintos procesos del ciclo de cultivo.
5. **Emisiones de campo:** incluye los impactos generados por emisiones de nitratos y metano, por la aplicación de fertilizantes y pesticidas y el consumo de agua durante la irrigación.

Cabe destacar que las emisiones destinadas a la fracción agrícola y todas las emisiones pertinentes al compuesto activo Penoxsulam no están recogidas en el método de caracterización de toxicidad USEtox, por lo que no se ha considerado su efecto sobre el ambiente.

3.1. Resultados de la evaluación de impacto

En la tabla 6 se muestran los valores absolutos de cada categoría de impacto en cada etapa del ciclo de vida. Mientras que en la figura 1 se observa la contribución relativa de cada una de las diferentes etapas consideradas dentro de los límites del sistema a cada una de las categorías de impacto estudiadas. En esta figura se observa como las emisiones de campo es la etapa que más contribuye al calentamiento global (88,39 % del total de esta categoría de impacto), la formación de materia particulada (46,86 %), la eutrofización de agua dulce (100 %) y marina (97,65 %), el agotamiento de ozono estratosférico (85,46 %), la acidificación terrestre (71,66 %), la ecotoxicidad (77,25 %), la toxicidad humana (92,00 % considerando cáncer y 92,19 % sin considerarlo) y el consumo de agua (100 %). El uso de maquinaria en labores de campo es el principal responsable de la formación de ozono fotoquímico (79,48 % considerando su efecto en ecosistemas y 79,87 % considerando su efecto sobre la salud humana). La producción de fertilizante es la etapa en la que más se consume combustible (54,32 %) y recursos minerales (63,59 %). La producción de pesticidas contribuye en menor medida a los impactos, aunque se puede destacar su importancia en el agotamiento de recursos minerales (33,31 %) y de combustible (17,27 %). Finalmente, la irrigación no participa de forma significativa en ningún impacto, con la excepción del consumo de agua (99,74 %).

En los siguientes apartados se analiza en más profundidad la contribución de cada una de las etapas consideradas en el ciclo de vida del arroz a cada una de las categorías de impacto evaluadas.

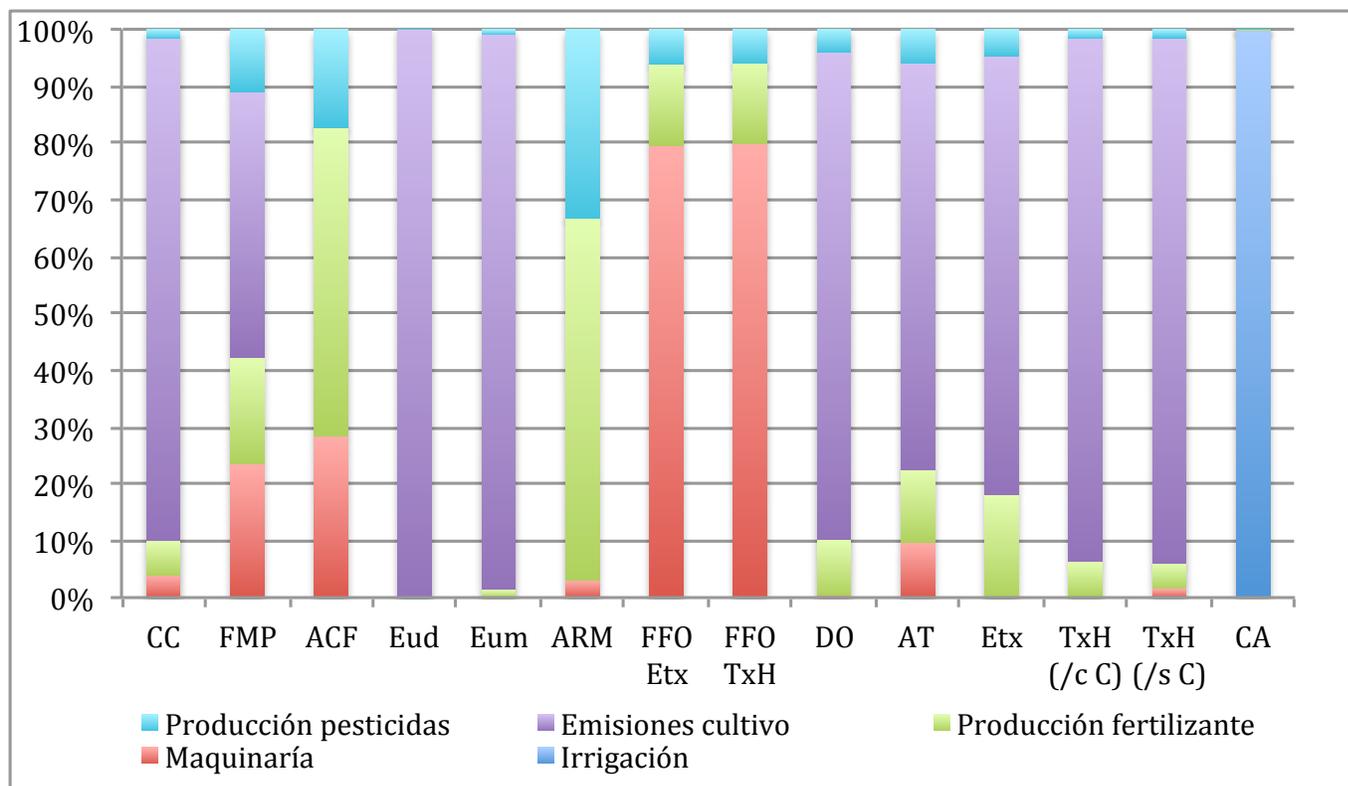


Figura 1: Perfil ambiental del cultivo de arroz en La Albufera (Valencia, España). Contribución relativa de cada una de las etapas consideradas a las categorías de impacto. Unidad funcional: 1 kg de arroz.

3.1.1. Cambio climático

La figura 1 muestra claramente que la etapa del ciclo de vida estudiado con mayor influencia en la categoría de impacto cambio climático son las emisiones de campo, pues son responsables de un 88,39% del impacto, como se ha indicado anteriormente. Esto se debe principalmente a las emisiones de N_2O y de CH_4 , causadas por la aplicación de fertilizantes y la degradación anaerobia de la materia orgánica que tiene lugar durante los periodos en que el campo está inundado, respectivamente. En segundo lugar se encuentra la producción del fertilizante, que contribuye a esta categoría de impacto con un 6,10% del total, principalmente por las emisiones derivadas de la producción y consumo de energía para su fabricación.

La maquinaria supone un 3,92% del total del cambio climático en el ciclo de vida del producto estudiado, debido al combustible empleado para su funcionamiento. La producción de pesticidas es la etapa que presenta una menor contribución a esta categoría de impacto (1,65%) debido a razones similares a la producción de fertilizantes, salvo que se emplean cantidades menores de estos. Finalmente, la irrigación tiene un impacto muy pequeño (0,001%) debido a las bajas necesidades energéticas de la bomba, ya que el agua se extrae fácilmente por tratarse de aguas superficiales.

Tabla 6: Resultados de la evaluación del impacto ambiental del cultivo de arroz en Sueca (Valencia, España). UF: 1 kg de arroz cáscara.

Impacto ambiental	Total	Irrigación	Maquinaria	Fertilizantes	Cultivo	Pesticidas
Cambio climático (kg de CO ₂ eq.)	0,818	9,5910 ⁻⁶	0,0321	0,0499	0,723	0,0135
Formación de materia particulada (kg de PM _{2,5} eq.)	3,510 ⁻⁴	2,1110 ⁻⁸	8,2510 ⁻⁵	6,5010 ⁻⁵	1,6410 ⁻⁵	3,8310 ⁻⁵
Agotamiento de combustible fósil (kg de petróleo eq.)	0,0359	1,5610 ⁻⁶	0,0102	0,0195	-	6,210 ⁻²
Eutrofización agua dulce (kg de P eq.)	0,0578	1,0210 ⁻¹¹	9,6510 ⁻⁸	1,1210 ⁻⁵	0,0578	8,7410 ⁻⁶
Eutrofización agua marina (kg de N eq.)	5,5310 ⁻⁴	8,8310 ⁻¹¹	4,8610 ⁻⁷	7,2910 ⁻⁶	5,410 ⁻⁴	5,2310 ⁻⁶
Agotamiento de recursos minerales (kg de Cu eq.)	1,4510 ⁻³	5,6710 ⁻⁹	4,4510 ⁻⁵	9,2210 ⁻⁴	-	5,8310 ⁻⁴
Formación de ozono fotoquímico (ecosistemas) (kg de NOx eq.)	6,1410 ⁻⁴	1,3310 ⁻⁷	4,8810 ⁻⁴	8,8010 ⁻⁵	-	3,7410 ⁻⁵
Formación de ozono fotoquímico (salud humana) (kg de NOx eq.)	6,0610 ⁻⁴	1,3310 ⁻⁷	5,8410 ⁻⁴	8,5710 ⁻⁵	-	3,6210 ⁻⁵
Consumo de ozono estratosférico (kg de CFC-11 eq.)	1,1010 ⁻⁶	6,2410 ⁻¹²	4,5010 ⁻⁹	1,0710 ⁻⁷	9,4010 ⁻⁷	4,3710 ⁻⁸
Acidificación terrestre (kg de SO ₂ eq.)	1,8710 ⁻³	5,1210 ⁻⁸	1,8210 ⁻⁴	2,4110 ⁻⁴	1,3410 ⁻³	1,1310 ⁻⁴
Ecotoxicidad (CTUe)	1,6710 ⁺³	3,8110 ⁻⁴	0,0645	304	1,2910 ⁺³	77,9
Toxicidad humana cancerígena (CTUh)	8,7410 ⁻⁸	4,0710 ⁻¹⁵	2,0910 ⁻¹⁰	5,3310 ⁻⁹	8,0410 ⁻⁸	1,4410 ⁻⁹
Toxicidad humana no cancerígena (CTUh)	1,9210 ⁻⁷	2,0410 ⁻¹³	3,0910 ⁻⁹	8,4710 ⁻⁹	1,7710 ⁻⁷	2,8910 ⁻⁹
Consumo de agua (m ³ mundiales equivalentes)	19,5	-	2,8910 ⁻⁴	0,0481	19,5	2,3210 ⁻³

3.1.2. Formación de materia particulada

La etapa del ciclo de vida estudiado con mayor impacto sobre la formación de materia particulada son las emisiones de campo, que supone un 46,86 % del impacto total. Esto se debe al NH₃ liberado durante la aplicación de fertilizantes. La segunda etapa más importante en cuanto a formación de materia particulada es el empleo de maquinaria (23,57%), que libera pequeñas partículas de polvo que provocan este impacto. Con un valor similar, la producción de fertilizante ocupa el tercer lugar (18,57%). La producción de pesticidas ocupa el último lugar (10,94%) por las mismas razones que la producción de fertilizantes, salvo que se producen en menor cantidad. De nuevo, la irrigación tiene un impacto ínfimo (0,006%) debido al bajo consumo de energía de la bomba, que sería la principal fuente de partículas de polvo.

3.1.3. Agotamiento de combustible fósil

La figura 1 muestra la contribución de las distintas etapas consideradas en el ciclo de vida del arroz a la categoría de impacto agotamiento de combustibles fósiles. Los resultados obtenidos indican que la producción del fertilizante aplicado es la etapa que más contribuye al agotamiento

de combustibles fósiles, con un 54,31 % del impacto total. Esto se debe al elevado consumo de energía para su fabricación. En segundo lugar, se encuentra el uso de la maquinaria (28,41 %), por su consumo de combustible. Cabe destacar también la producción de pesticidas (18,57 %) que, al igual que en la producción del fertilizante, requiere energía para su producción, aunque si bien la cantidad de pesticidas aplicada es mucho menor que la de fertilizantes, de ahí que la contribución de esta etapa al agotamiento de combustibles fósiles es mucho menor. De nuevo, la irrigación no supone una fuente de impacto relevante. Destacar que las emisiones de campo no contribuyen a esta categoría de impacto porque no implican el consumo de combustibles.

3.1.4. Eutrofización acuática

Las diferencias entre la eutrofización del agua dulce y marina son mínimas, como se puede observar en la tabla 6. En ambos casos, la etapa que más contribuye a este impacto ambiental son las emisiones de campo, que constituyen el 99,97 % de la eutrofización del agua dulce (0,0578 kg de P equivalentes) y el 97,6 % de la del agua marina ($5,4 \cdot 10^{-4}$ kg de N equivalentes). Esto se debe a que los principales contribuyentes a la eutrofización son las emisiones de macronutrientes contenidos en los fertilizantes, es decir, nitrógeno, fósforo y sus compuestos. La eutrofización del agua dulce, tanto durante la producción del fertilizante aplicado (0,019 % y 0,015 % respectivamente), es debida a la liberación de P al agua durante su proceso de fabricación. En el caso de la eutrofización de agua marina, los pequeños impactos (1,32 % y 0,95 %) son debidos a la liberación de NH_3 durante su proceso de fabricación. El uso de maquinaria para las labores de campo es responsable del 0,088 % de la eutrofización marina (no tiene ningún impacto en la del agua dulce) por el NH_3 liberado. La irrigación no tiene ningún impacto en la eutrofización, ya sea de agua dulce o marina.

3.1.5. Agotamiento de recursos minerales

Como muestra la figura 1, la producción de fertilizantes es la fase que más impacto causa en el agotamiento de recursos minerales, pues es responsable del 63,58 % del impacto. Esto se debe a que la materia prima para la fabricación de fertilizantes fosforado es la roca fosfato, un mineral. La segunda etapa del ciclo de vida con una mayor contribución al impacto es la producción de pesticidas, responsable del 33,31 % del impacto. Finalmente, la maquinaria tiene un pequeño impacto en el consumo de metales (3,07 %), debido a los materiales necesarios para fabricar las mismas. No obstante, hay que tener en cuenta que se trata de equipos de vida larga y su impacto se divide por el tiempo medio de vida del tractor.

3.1.6. Formación de ozono fotoquímico

En este apartado se presentan tanto los efectos del ozono fotoquímico sobre los ecosistemas como sobre la salud humana, ya que los valores de ambos impactos son muy similares. El uso de la maquinaria es la etapa del ciclo de vida con un mayor impacto, representado el 79,48 % y el 79,87 % del impacto sobre el ecosistema y la salud humana, respectivamente. Esto es debido a la combustión de diésel, que da lugar a la formación de NO_x y compuestos orgánicos volátiles, compuestos decisivos para la formación de O_3 . En segundo lugar, destaca la producción del fertilizante con un 14,3 % de contribución al impacto, debido al consumo de combustibles durante la fabricación, que liberan

compuestos orgánicos volátiles (NMVOC). De forma similar, la producción de pesticidas es responsable del 6,1 % del impacto por el consumo de combustibles. El consumo energético de la irrigación es muy pequeño, por lo que es la etapa con menor efecto sobre la formación de ozono fotoquímico (0,022 % tanto para los efectos sobre la salud como para el ecosistema). Mientras que las emisiones de campo no influyen sobre la formación de ozono fotoquímico.

3.1.7. Destrucción de ozono estratosférico

La etapa del ciclo de vida que más contribuye a la destrucción de ozono estratosférico son las emisiones de campo, concretamente el N_2O liberado, contribuyendo al 85,45 % de esta categoría de impacto. En segundo lugar se encuentra la producción del fertilizante empleado (9,72 %), debido a los compuestos orgánicos halogenados y fluorocarbonados emitidos. Por razones similares, la producción de pesticidas contribuye con un 3,97 % a esta categoría de impacto, ya que se producen en menor volumen que el fertilizante.

3.1.8. Acidificación terrestre

En la figura 1 se observa como las emisiones de campo son la etapa del ciclo de vida del producto estudiado que más contribuye a la acidificación terrestre, siendo responsable del 71,77 % del impacto. Esto es debido a la emisión de NH_3 que se libera a causa de la aplicación del fertilizante ($6,8 \cdot 10^{-4} \text{ kg } NH_3 \cdot 1 \text{ kg} \cdot UF^{-1}$). Destacar también la producción del fertilizante (12,89 %) por la liberación de NH_3 en su proceso de fabricación. La maquinaria es la tercera etapa con mayor impacto (9,73 %), principalmente por la liberación de NH_3 y NO_x , mientras que la producción de pesticidas provoca un 6,04 % de la acidificación terrestre. Finalmente, la irrigación no tiene un efecto destacable sobre la acidificación terrestre (0,003 %).

3.1.9. Ecotoxicidad

Como se puede observar en la figura 1, la etapa del ciclo de vida responsable de la mayoría de la ecotoxicidad (con un 77,25 % del total) son las emisiones de campo. Esto es debido a los compuestos activos de los pesticidas liberados al aire y al agua tras su aplicación, principalmente Difenconazol y Azoxistrobin. En segundo y tercer lugar se encuentran la producción de fertilizante y de pesticidas (18,2 % y 4,7 % respectivamente), debido a la emisión de aluminio, bario y otros compuestos tóxicos inorgánicos durante su fabricación. Por último, el empleo de maquinaria en las labores de campo tiene un impacto muy reducido (0,004 %), mientras que la irrigación no tiene ningún efecto sobre esta categoría de impacto.

3.1.10. Toxicidad humana

Los resultados obtenidos muestran una ligera diferencia entre la inclusión o no del cáncer dentro de la toxicidad humana. Esta radica principalmente en una mayor importancia del impacto de la maquinaria a costa del impacto de la producción de fertilizantes y pesticidas cuando no se considera el cáncer. La etapa del ciclo de vida que más influye en la toxicidad humana es la de emisiones de

campo (92 %), debido a los componentes activos liberados al medio por la aplicación de pesticidas, entre los que destaca el Prochloraz. Las etapas de producción de fertilizante (6,1 % y 4,4 %), uso de maquinaria (0,2 % y 1,6 %) y producción de pesticidas (1,6 % y 1,5 %) tienen un pequeño impacto sobre la toxicidad humana, pero en mucha menor medida, debido a los compuestos liberados durante la combustión del combustible. La irrigación no influye sobre la toxicidad humana.

3.1.11. Consumo de agua

La figura 1 muestra claramente que la etapa del ciclo de vida que tiene un mayor impacto sobre el consumo de agua es el riego (19,5 m^3 mundiales equivalentes, correspondiente a un 99,74 %). Esto es debido a que es la etapa en la que se emplea agua en grandes cantidades. Aunque se consume agua durante la elaboración de fertilizantes y pesticidas (0,0481 y 0,00232 m^3 mundiales equivalentes, respectivamente), ya que la cantidad empleada es ínfima comparada con la necesaria para realizar el riego del cultivo de arroz (0,247 % y 0,012 % respectivamente). Finalmente, la maquinaria supone un consumo de agua del 0,001 % ($2,89 \cdot 10^{-4}$ m^3 mundiales equivalentes) y las emisiones de campo no contribuyen a este impacto.

3.2. Impactos ambientales: coincidencias y discrepancias con otros estudios

Los resultados que se han obtenido en el estudio se han comparado con los de otras publicaciones científicas sobre el ACV del arroz. En concreto, se ha realizado una comparación con los estudios realizados por Fusi et al. (2014) para el cultivo de arroz en Italia, Hokazono y Hayashi (2012) en Japón y Thanawong et al. (2014) en Tailandia. La comparación se ha realizado sobre tres de las categorías de impacto más importantes en procesos agrarios, el calentamiento global, la acidificación, la eutrofización. Además, se compara la dosis de agua utilizada para riego, ya que ninguno de los estudios revisados aplica métodos de caracterización del impacto del consumo de agua.

Existen algunas diferencias fundamentales entre los estudios comparados y el actual. Todos los estudios revisados trituran la paja y la incorporan al terreno tras la cosecha para aportar nutrientes al suelo. Además de esto, en el estudio de Hokazono también se ha aplicado compost. Cabe destacar el caso del estudio italiano, en el que la fertilización se realiza incorporando la paja del cultivo anterior en el suelo, y añadiendo la cantidad de fertilizante necesario para satisfacer la extracción de nutrientes por parte del cultivo. Por otro lado, estos estudios presentan varios escenarios de cultivo, no obstante, para este estudio se ha escogido el más representativo de las prácticas realizadas en la localización del estudio. Así para el estudio italiano se ha seleccionado el escenario base (incorporando la paja al suelo), para el japonés se ha empleado el escenario de cultivo convencional, y para el tailandés se ha considerado el escenario en estación seca, en este último caso porque es más comparable con las condiciones de este estudio que el llamado arroz pluvial. Respecto a la variedad de arroz cultivada, el estudio tailandés se centra en arroz jazmín (una variedad tradicional del país), mientras que los otros no especifican la variedad cultivada.

Antes de iniciar la comparación hay que tener en cuenta las diferencias en las UF empleadas en cada estudio: el presente estudio, en La Albuefera, y el de Thanawong et al. (2014) emplean la misma UF, 1 kg de arroz cáscara; sin embargo, Fusi et al (2014) realizan sus cálculos en base a 1 tonelada de arroz cáscara, por lo que los resultados son tres órdenes de magnitud mayores y se han dividido por 1000; mientras que Hokazono y Hayashi (2012) usan como UF 1 kg de arroz integral,

por lo que para poderlos comparar se ha tenido en cuenta que 1 kg de arroz integral corresponden a 1,28 kg de arroz cáscara (Thakur and Gupta, 2006).

Para la categoría de impacto calentamiento global, se observan diferencias considerables entre los resultados de este estudio y los resultados de los estudios comparados. De acuerdo con Thanawong et al. (2014), en Tailandia se producen 5,55 kg de CO_2 eq. $\cdot \text{kg UF}^{-1}$ (en la estación seca, que es comparable a las condiciones del clima de nuestro estudio), un valor muy elevado incluso comparado con los resultados de Hokazono y Hayashi (2012) en Japón, que indican 1,53 kg de CO_2 eq. $\cdot \text{kg UF}^{-1}$ o Fusi et al. (2014) para Italia con 0,67 kg de CO_2 eq. $\cdot \text{kg UF}^{-1}$. En nuestro estudio se ha obtenido un resultado de 0,82kg de CO_2 eq. $\cdot \text{kg UF}^{-1}$, que es comparable al resultado italiano. Uno de los principales factores responsables de la gran diferencia entre los resultados es el metano liberado en el campo, uno de los grandes gases responsables del calentamiento global en este cultivo. Concretamente, la cantidad emitida por unidad funcional en este estudio, 19,37 g $\text{CH}_4 \hat{u} \text{UF}^{-1}$, es mucho menor que en resto de los estudios, 176,37 g $\text{CH}_4 \hat{u} \text{UF}^{-1}$ en Tailandia, 48 g $\text{CH}_4 \hat{u} \text{UF}^{-1}$ en Italia y 15,34 g $\text{CH}_4 \hat{u} \text{UF}^{-1}$ en Japón. En el estudio tailandés, la cantidad de metano emitida es mucho mayor que en los otros estudios revisados, debido a varios motivos. En primer lugar, el factor de emisión considerado es el de Yan et al. (2003a) para condiciones específicas en el noreste de Tailandia (3,12 kg $\text{CH}_4 \hat{u} \text{ha}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$), mientras que el resto de los estudios se basan en el valor genérico sugerido por el IPCC de 1,3 kg $\text{CH}_4 \hat{u} \text{ha}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ (IPCC, 2006a) o 1,56 kg $\text{CH}_4 \hat{u} \text{ha}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ (IPCC, 2019). Por otro lado, hay que destacar también el bajo rendimiento en los campos de arroz de la zona de estudio en Tailandia, 2500 kg de arroz $\cdot \text{ha}^{-1}$, mientras que nuestro estudio se obtiene un rendimiento de 5316 kg de arroz $\cdot \text{ha}^{-1}$, en el caso de Italia, es de 6560 kg $\cdot \text{ha}^{-1}$ (Fusi et al., 2014) y en el estudio de Hokazono y Hayashi (2012) de 5280 kg $\cdot \text{ha}^{-1}$. Otro factor a tener en cuenta para comprender estas diferencias en el metano liberado al aire es la aplicación de fertilizantes orgánicos al suelo. En nuestro estudio no se incorpora paja al suelo, procesos que pueden llegar a duplicar (en el caso de Tailandia) o cuadruplicar (en el caso de Japón) las emisiones de metano (Song et al., 2019).

Respecto a la eutrofización en agua dulce (ya que los demás estudios no presentan valores para el agua marina), los resultados del presente estudio son $5,78 \cdot 10^{-2}$ kg de P equivalentes $\cdot \text{UF}^{-1}$ (que se corresponde con 0,18 kg de PO_4^{3-} equivalentes $\cdot \text{UF}^{-1}$), un valor casi dos veces menor que el tailandés (0,31 kg de PO_4^{3-} equivalentes $\cdot \text{UF}^{-1}$), pero superior al italiano ($7,2 \cdot 10^{-4}$ kg de PO_4^{3-} equivalentes $\cdot \text{UF}^{-1}$) y al japonés ($9,7 \hat{u} 10^{-3}$ kg de PO_4^{3-} equivalentes $\cdot \text{UF}^{-1}$). La principal causa de la eutrofización en el ciclo de vida del arroz son las emisiones de campo, concretamente la lixiviación de nitratos, que varía bastante entre los estudios revisados. La cantidad de nitratos lixiviados en este estudio es de 1,74 g de $\text{NO}_3^- \text{N} \cdot \text{UF}^{-1}$, menor que en el resto de estudios revisados: 3,42 g de $\text{NO}_3^- \text{N} \cdot \text{UF}^{-1}$ en Fusi et al (2014) para Italia, 47,39 g de $\text{NO}_3^- \text{N} \cdot \text{UF}^{-1}$ en el estudio de Thanawong (2014) y 27,24 g de $\text{NO}_3^- \text{N} \cdot \text{UF}^{-1}$ en el estudio de Hokazono y Hayashi (2012). El factor más influyente en esta diferencia de lixiviación es la dosis de fertilizante aplicada y su contenido en nitrógeno, que es mucho mayor en el estudio tailandés (687,5 kg fertilizante nitrogenado $\cdot \text{ha}^{-1}$) y en el japonés (79 kg N $\cdot \text{ha}^{-1}$), lo que junto con los menores rendimientos obtenidos en ambos casos justifica las diferencias de observadas en la eutrofización. Además, hay que destacar que la metodología utilizada para estimar estas emisiones en todos los estudios revisados se basa en el factor de emisión de la IPCC (2006), excepto Thanawong (2014) que realizan un balance de nitrógenos teniendo en cuenta todos los inputs y outputs de nitrógeno.

En cuanto a la acidificación, nuestro estudio muestra valores de $1,87 \cdot 10^{-3}$ kg de SO_2 equivalentes $\cdot \text{UF}^{-1}$, menores a los observados en los otros estudios revisados: $5 \cdot 10^{-2}$ kg de SO_2 equivalentes \cdot

UF^{-1} para Thanawong (2014), $1,84 \cdot 10^{-2}$ kg de SO_2 equivalentes $\cdot UF^{-1}$ para Fusi et al. (2014) y $1,4 \cdot 10^{-2}$ kg de SO_2 equivalentes $\cdot UF^{-1}$ para Hokazono y Hayashi (2012). En el ciclo de vida del arroz, la acidificación se produce mayoritariamente por las emisiones de NOX y NH_3 al aire debidas a la aplicación de fertilizantes. Las emisiones de NH_3 de nuestro estudio son $0,69$ g $NH_3 \cdot UF^{-1}$, significativamente menores que la de los demás estudios: $24,41$ g $NH_3 \cdot UF^{-1}$ para el estudio tailandés. $4,76$ g $NH_3 \cdot UF^{-1}$ en el estudio italiano y $4,67$ g $NH_3 \cdot UF^{-1}$ para el estudio japonés. El motivo por el que las emisiones de NH_3 son tan bajas en el presente estudio es el mismo por el que la lixiviación también es baja, la menor dosis de N aplicada con el fertilizante, pues se aplica un total de 39 kg N $\cdot ha^{-1}$. En comparación, en el estudio de Hokazono y Hayashi (2012) la dosis de nitrógeno aplicada por fertilización es de 82 kg N $\cdot ha^{-1}$ mientras que en el estudio de Fusi se aplican 62 kg N $\cdot ha^{-1}$. El estudio tailandés no especifica la dosis de cada uno de los tres fertilizantes que aplican (urea, NPK 15-15-15 y NPK 16-16-8), pero la dosis total de fertilizantes es elevada ($687,5$ kg totales fertilizante $\cdot ha^{-1}$) junto con el bajo rendimiento de arroz obtenido, justifican el valor de NH_3 volatilizado. La razón por la que las emisiones de NH_3 son tan bajas en el presente estudio respecto a los demás es por la variedad bomba empleada, que requiere menores aporte de N respecto a la variedad tradicional y la variedad jazmín empleadas. De nuevo, insistir en la influencia de la metodología utilizada para estimar estas emisiones.

En resumen, para las categorías de impacto revisadas, los resultados de este estudio respecto al cambio climático son comparables a los de Italia. Los resultados de eutrofización son algo elevados comparado con los estudios revisados, aunque no es el mayor de los valores observados respecto a este impacto, si bien el estudio de Fusi para Italia presenta un valor mayor. Respecto a la acidificación, los valores son algo menores que el resto de los observados.

4. Conclusiones

El aumento de la población global estimado para 2050 conllevará un aumento de las necesidades de alimentos. Si se tiene en cuenta que el sector agrario contribuyen los impactos ambientales a nivel mundial, entre los que destaca su contribución al cambio climático (25-30% del total de este impacto), alimentar a la población mundial requerirá aplicar métodos de cultivo más sostenibles. En el caso del arroz, las principales diferencias en las técnicas de cultivo radican en el método de riego (si se realizan o no drenajes), fertilización (tipo de fertilizante y dosis) y gestión de la paja. Es por ello que el ACV tiene un papel fundamental a la hora de determinar los impactos y los cambios que los reduzcan.

En este estudio se ha realizado un ACV de un campo de arroz localizado en Sueca, dentro del parque natural de la Albufera. Los resultados permiten destacar las emisiones de campo como la etapa que más influye sobre los impactos ambientales, con la producción de fertilizante como segunda etapa más importante. Concretamente, los compuestos liberados por la aplicación de fertilizantes son responsables de la eutrofización y la acidificación terrestre. Además, en esta etapa se libera también CH_4 , que junto con el N_2O son los principales responsables del cambio climático en este cultivo. Por otro lado, a pesar de no ser una etapa destacable en la mayoría de los impactos, la maquinaria destaca por la formación de ozono fotoquímico debido al consumo de combustible.

Para determinar la importancia de los resultados obtenidos, se han realizado comparaciones con otros estudios sobre el ciclo de vida del arroz en campos que presenten un ambiente similar al de nuestro estudio. Estas comparaciones muestran como los valores de eutrofización de agua dulce son algo elevados, mientras que los resultados de cambio climático están dentro de los resultados comunes y la acidificación es mucho menor de lo esperado. Hay que destacar que para que la comparación entre los resultados de estos estudios sea totalmente posible es necesario que se armonicen aspectos de los ACV agrícolas, principalmente respecto a los métodos para la determinación de emisiones derivadas de la aplicación de fertilizantes (lixiviación de NO_x y NO_3), como se puede observar en las grandes diferencias entre el estudio tailandés y el resto de estudios comparados debido al empleo de otro método para determinar estas emisiones. Lamentablemente, el fenómeno de la *perellonà* dificulta la determinación del volumen de agua empleado en irrigación, por lo que no ha sido posible realizar comparación con otros estudios.

Como conclusión final, destacar que el ACV es una herramienta fiable para determinar las cargas ambientales de los procesos agrícolas en general y del cultivo del arroz en particular, donde la gran mayoría de las categorías de impacto están dominadas por las emisiones que tienen lugar en el campo, tanto al aire (CO_2 , N_2O , CH_4 , NH_3) como al agua (compuestos fosfatados y nitrogenados).

Referencias

- Boulay, A.-M., Bare, J., Benini, L., Berger, M., Lathuilliere, M., Manzardo, A., Margni, M., Motoshita, M., Núñez, M., Pastor, A., Ridoutt, B., Oki, T., Worbe, S., and Pfister, S. (2018). The wulca consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on available water remaining (aware). *International Journal of Life Cycle Assessment*, 23:1–11.
- Brodth, S., Kendall, A., Mohammadi, Y., Arslan, A., Yuan, J., Lee, I.-S., and Linquist, B. (2014). Life cycle greenhouse gas emissions in california rice production. *Field Crops Research*, 169:89–98.
- Comisión Europea (2016). EU Rice Factsheet. Disponible en: https://ec.europa.eu/info/sites/default/files/food-farming-fisheries/plants_and_plant_products/documents/factsheet-eu-rice-market_en.pdf fecha de consulta 12/8/21.
- FAO (1998). Crop evapotranspiration-guidelines for computing crop water requirements-fao irrigation and drainage paper 56. Disponible en: <http://www.fao.org/3/x0490e/x0490e00.htm> fecha de consulta 30/8/21.
- Fusi, A., Bacenetti, J., González-García, S., Vercesi, A., Bocchi, S., and Fiala, M. (2014). Environmental profile of paddy rice cultivation with different straw management. *Science of The Total Environment*, s 494495:119128.
- Hokazono, S. and Hayashi, K. (2012). Variability in environmental impacts during conversion from conventional to organic farming: A comparison among three rice production systems in japan. *Journal of Cleaner Production*, 28:101112.
- Huijbregts, M., Steinmann, Z., Elshout, P., Stam, G., Verones, F., Vieira, M. D. M., Hollander, A., Zijp, M., and Zelm, R. (2016). Recipe 2016. a harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. report 1: Characterization.
- Hutching, N., Webb, J., and Amon, B. (2019). EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook: part B: guidance chapters: agriculture: 3D crop production and agricultural soils.
- IPCC (2006a). Emisiones de N₂O de los suelos gestionados y emisiones de CO₂ derivadas de la aplicación de cal y urea. En: Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero, Volumen 4: Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra.
- IPCC (2006b). Tierras de cultivo. En: Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero, Volumen 4: Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra.
- IPCC (2019). Tierras de cultivo. En: Directrices del IPCC de 2019 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero, Volumen 4: Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra.
- ISO 14040:2006 (2006). Environmental management life cycle assessment principles and framework.
- Junta de Andalucía (2008). El arroz en cultivo ecológico.
- Melero, C., Gentil, C., Peña, N., Renaud-Gentié, C., and Fantke, P. (2020). Documentation of air, soil, and water emission modelling in pestlci consensus model.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2016). Producciones agrícolas: Cultivos herbáceos e industriales: Arroz.

- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2021). Sistema de información agronómica para regadío.
- Miranda, M., Fonseca, M., Lima, A., Moraes, T., and Rodrigues, F. (2015). Environmental impacts of rice cultivation. *American Journal of Plant Sciences*, 06:2009–2018.
- Nemecek, T., Bengoa, X., Lansche, J., Mouron, P., Rossi, V., and Humbert, S. (2014). World food lca database methodological guidelines for the life cycle inventory of agricultural products.
- Rohila, A., Duhan, A., Maan, D., Kumar, A., and Kumar, K. (2017). Impact of agricultural practices on environment. *Asian Journal of Microbiology, Biotechnology and Environmental Sciences*, 19:381–384.
- Rosenbaum, R., Bachmann, T., Gold, L., Huijbregts, M., Jolliet, O., Juraske, R., Koehler, A., Larsen, H., MacLeod, M., Margni, M., McKone, T., Payet, J., Schuhmacher, M., Van de meent, D., and Hauschild, M. (2008). Usetox - the unep-setac toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13:532–546.
- Sala, S., Reale, F., Cristobal Garcia, J., and Pant, R. (2016). Life cycle assessment for the impact assessment of policies.
- Song, H. J., Lee, J. H., Jeong, H.-C., Choi, E.-J., Oh, T.-K., Hong, C.-O., and Kim, P. J. (2019).
- Thakur, A. and Gupta, A. (2006). Water absorption characteristics of paddy, brown rice and husk during soaking. *Journal of Food Engineering*, 75:252–257.
- Thanawong, K., Perret, S., and Basset-Mens, C. (2014). Eco-efficiency of paddy rice production in northeastern thailand: a comparison of rain-fed and irrigated cropping systems. *Journal of Cleaner Production*, 73:204–217.
- Van Hung, N., Maguyon-Detras, M. C., Migo, M. V., Quilloy, R., Balingbing, C., Chivenge, P., and Gummert, M. (2020). *Rice Straw Overview: Availability, Properties, and Management Practices*. Springer International Publishing, Cham.
- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., and Weidema, B. (2016). The ecoinvent database version 3 (part i): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(9):1218–1230.