



UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE CATALUNYA  
BARCELONATECH

Escola Superior d'Agricultura de Barcelona

**ESTUDIO DEL EFECTO DE USO DE FERTILIZANTES  
ORGÁNICOS SOBRE EL DESARROLLO Y CONTENIDO  
DE LÍPIDOS, AZÚCARES Y CLOROFILAS EN CULTIVO  
DE LACTUCA SATIVA L EN INVERNADERO.**

Trabajo de Final de Grado  
Ingeniería de Sistemas Biológicos

Autor: Sofía Jaray Valdehierro

Tutora: Nuria Carazo

Fecha: 27 / junio / 2019

## Resum

L'Organització de Nacions Unides per a l'Alimentació i l'Agricultura (FAO) estima que la població mundial aconseguirà els 9.000 milions l'any 2050, de manera que la demanda d'aliments continuarà creixent i serà necessari un augment del 70 % en la producció agrícola. L'aplicació de fertilitzants i millores agronòmiques resulten indispensables (Bayona i Matamoros, 2017). La producció de fertilitzants químics té un cost econòmic elevat, per la qual cosa l'ús de fertilitzants orgànics jugarà un paper important en la millora del rendiment agrícola. No obstant això, la presència de metalls pesats i antibiòtics en els fertilitzants orgànics poden ser un factor de risc.

L'objectiu principal d'aquest treball és estudiar si l'ús de diferents fertilitzants orgànics té un efecte en el rendiment i l'evolució del cultiu, respecte a un fertilitzant mineral o el cultiu control.

En l'experiment es van emprar diferents dosis de fertilitzants orgànics (D1: 50 UF, D2: 100 UF i D3: 200 UF) en el cultiu d'enciam meravella (*Lactuca sativa* L.) en hivernacle. El cultiu es va realitzar en ampolles de vidre invertides amb la base tallada, i va ser sotmès diàriament a reg per degoteig amb aigua procedent d'un dipòsit d'aigua pluvial. El sòl emprat procedia de la finca Agrópolis, situada a Viladecans. Setmanalment es van dur a terme mesures del nombre de fulles i la longitud (en centímetres) de la fulla més llarga del cultiu. Després de 58 dies, els cultius van ser recollits, pesats i assecats per a conèixer el percentatge en aigua, posteriorment es va realitzar l'extracció de lípids i hidrats de carboni. En el dia de collita es va quantificar el contingut en clorofil·les i es va determinar la quantitat d'aigua drenada en l'últim reg. Finalment, totes les dades obtingudes durant la part experimental van ser analitzats estadísticament amb el programa R.

Es va observar que el fertilitzant orgànic que va produir un major rendiment en el cultiu va ser el fang de depuradora, que a dosis altes és una mica superior al fertilitzant mineral encara que no es van observar diferències significatives. Aquest fet es va repetir per a totes les variables excepte el contingut d'hidrats de carboni, en el qual no es va observar cap relació.

## Resumen

La Organización de Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) estima que la población mundial alcanzará los 9.000 millones en el año 2050, de manera que la demanda de alimentos seguirá creciendo y será necesario un aumento del 70 % en la producción agrícola. La aplicación de fertilizantes y mejoras agronómicas resultan indispensables (Bayona y Matamoros, 2017). La producción de fertilizantes químicos tiene un coste económico elevado, por lo que el uso de fertilizantes orgánicos jugará un papel importante en la mejora del rendimiento agrícola. Sin embargo, la presencia de metales pesados y antibióticos en los abonos orgánicos pueden ser un factor de riesgo.

El objetivo principal de este trabajo, es estudiar si el uso de diferentes fertilizantes orgánicos tiene un efecto en el rendimiento y la evolución del cultivo, respecto a un fertilizante mineral o el cultivo control.

En el experimento, se emplearon diferentes dosis de fertilizantes orgánicos (D1: 50 UF, D2: 100 UF y D3: 200 UF) en el cultivo de lechuga maravilla (*Lactuca sativa* L.) en invernadero. El cultivo se realizó en botellas de vidrio invertidas con la base cortada, y fue sometido diariamente a riego por goteo con agua procedente de un depósito de agua pluvial. El suelo empleado procedía de la finca Agrópolis, situada en Viladecans. Semanalmente se llevaron a cabo mediciones del número de hojas y la longitud (en centímetros) de la hoja más larga del cultivo. Tras 58 días, los cultivos fueron recogidos, pesados y secados para conocer el porcentaje en agua, posteriormente se realizó la extracción de lípidos e hidratos de carbono. El día de cosecha se cuantificó el contenido en clorofilas y se determinó la cantidad de agua drenada en el último riego. Finalmente, todos los datos obtenidos durante la parte experimental fueron analizados estadísticamente con el programa R.

Se observó que el fertilizante orgánico que produjo un mayor rendimiento en el cultivo fue el fango de depuradora, que a dosis altas es algo superior al fertilizante mineral aunque no se observaron diferencias significativas. Este hecho se repitió para todas las variables excepto el contenido de hidratos de carbono, en el que no se observó ninguna relación.



## Abstract

The United Nations Food and Agriculture Organization (FAO) estimates that the global population will reach 9 billion people by the year 2050; demand for food will thus continue to grow and an increase of 70 % in agricultural production will be needed. To reach this figure, agronomic and fertilizer improvements will be essential (Bayona and Matamoros, 2017). The production of chemical fertilizers has a high economic cost, so organic fertilizing will play an important role in improving agricultural performance. However, the presence of heavy metals and antibiotics in organic fertilizer is a significant cause for concern.

The principal aim of this work is to determine how and if the use of different organic fertilizers will impact the yield and the growth of the crop, relative to mineral fertilising or the control crop.

In the experiment, different doses of organic fertilizers (D1: 50 UF, D2: 100 UF and D3: 200 UF) were tested in the production of garden lettuce (*Lactuca sativa* L.) in a greenhouse. The crop grew in inverted bottles of glass without bases, and was subjected to daily drip irrigation, with water coming from a pluvial water reservoir. Soil used for the experiments was from Agrópolis, situated in Viladecans. The number of leaves and the length of the longest leaf (in centimetres) were measured every week. After 58 days, the crops were collected, weighed and dried to determine the percentage of water. Later, fats and carbohydrates were also extracted to determine the nutrient content of the crop. When the lettuces were collected the chlorophyll concentration and the quantity of excess water remaining were both measured. Finally, all the data obtained during the experiments was statistically analysed using R.

It was observed that the organic fertilizer that produced the highest yield of the crop was sewage sludge. This fertilizer produced lettuces which did not exhibit significant differences in any variables from mineral fertilised lettuces, except the content of hydrates of carbon, where no relation was observed between the content and the fertilizers.

# Índice de contenido

<b>AGRADECIMIENTOS</b>	<b>11</b>
<b>1. INTRODUCCIÓN</b>	<b>13</b>
1.1. Interés de la fertilización orgánica	13
1.2. Tipos de fertilizantes orgánicos	15
1.2.1. Fangos de estaciones depuradoras de aguas residuales	15
1.2.2. Purines de cerdo	17
1.2.3. Fracción orgánica de residuos sólidos urbanos	19
1.3. Contexto de trabajo y antecedentes	21
<b>2. OBJETIVOS</b>	<b>24</b>
2.1. Objetivo general	24
2.2. Tareas específicas para alcanzar el objetivo	24
<b>3. MATERIALES Y MÉTODOS</b>	<b>26</b>
3.1. Material vegetal	26
3.2. Características del suelo	26
3.3. Agua de riego	28
3.4. Fertilizantes	28
3.5. Tratamientos del experimento	30
3.6. Diseño del experimento	30
3.6.1. Dosificación de los fertilizantes	30
3.6.2. Procedimiento de montaje	33
3.6.3. Distribución de los tratamientos y repeticiones	34
3.6.4. Duración y condiciones de cultivo	36
3.7. Determinación de biomasa área	36
3.8. Cuantificación del agua drenada	38
3.9. Determinación de clorofilas	38
3.10. Determinación de lípidos e hidratos de carbono	39
3.10.1. Preparación de las muestras	39
3.10.2. Extracción de lípidos e hidratos de carbono	40
3.10.3. Cuantificación del contenido en lípidos e hidratos de carbono	42
3.10.4. Modificación del método empleado	43
3.11. Tratamiento estadístico	43



---

<b>4. RESULTADOS</b>	<b>45</b>
4.1. Crecimiento vegetal.....	45
4.1.1. Longitud de hoja y número total de hojas .....	45
4.1.2. Biomasa final.....	50
4.2. Volumen de agua drenada.....	54
4.3. Resultados en la determinación de clorofilas.....	57
4.3.1. Determinación del contenido de clorofilas según tratamiento.....	57
4.3.2. Determinación del contenido de clorofilas por posición de hoja en la planta y tipo de fertilizante .....	61
4.4. Resultados en la cuantificación de lípidos e hidratos de carbono.....	65
<b>5. DISCUSIÓN</b>	<b>69</b>
<b>6. CONCLUSIONES</b>	<b>74</b>
<b>REFERENCIAS</b>	<b>75</b>
<b>ANEXO 1. CÁLCULO DE LAS DOSIS DE LOS FERTILIZANTES ORGÁNICOS Y MINERAL.</b>	<b>84</b>
<b>ANEXO 2. RESULTADOS DE LA ANOVA DEL TRATAMIENTO ESTADÍSTICO.</b>	<b>89</b>

## Índice de figuras

Figura 3-1. Imagen de la parcela de la que se obtuvo el suelo empleado en el ensayo.	26
Figura 3-2. Sistema de riego por goteo.	28
Figura 3-3. Resultado final del proceso de montaje.	33
Figura 3-4. Ubicación de las plantas en el invernadero. (FM: fertilizante mineral, FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, P: purines deshidratados, F: fangos deshidratados, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (UF: unidades fertilizantes (kg N/ha)).	35
Figura 3-5. Aspecto de las lechugas en el momento de inicio del experimento.	37
Figura 3-6. Aspecto de las lechugas en el momento de finalización del experimento.	37
Figura 3-7. OPTI-SCIENCES CCM-200 plus utilizado para la medición de las clorofilas.	38
Figura 3-8. Estufa HRGC 5300 (A) empleada en la desecación de las muestras (B).	40
Figura 3-9. Muestras de materia vegetal, a las que ya se había añadido el disolvente, en el baño de ultrasonidos (A) y la centrifugadora (B).	41
Figura 3-10. Proceso de filtración de las muestras (A) y detalle del tubo de cristal (C) y filtro (D) utilizados.	41
Figura 3-11. Ejemplo del sistema, mediante nitrógeno y placa de calor, empleado en la evaporación de los filtros y tubos.	42
Figura 4-1. Evolución de la longitud de la hoja más larga (A) y el número total de hojas (B), según tratamiento. (FM: fertilizante mineral, FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, P: purines de cerdo deshidratados, F: fangos de depuradora deshidratados, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (UF: unidades fertilizantes (kg N/ha)).	46

Figura 4-2. Diagramas de caja de la longitud de la hoja más larga según fertilizante (A) y dosis (B) con un nivel de significancia del 5%. (FM: fertilizante mineral, FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, P: purines de cerdo deshidratados, F: fangos de depuradora deshidratados, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (UF: unidades fertilizantes (kg N/ha)). \_\_\_\_\_ 48

Figura 4-3. Diagramas del número total de hojas según fertilizante (A) y dosis (B) con un nivel de significancia del 5%. (FM: fertilizante mineral, FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, P: purines de cerdo deshidratados, F: fangos de depuradora deshidratados, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (UF: unidades fertilizantes (kg N/ha)). \_\_\_\_\_ 48

Figura 4-4. Diagramas de caja del peso fresco de las plantas según fertilizante (A) y dosis (B), con un nivel de significancia del 5%. (FM: fertilizante mineral, FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, P: purines de cerdo deshidratados, F: fangos de depuradora deshidratados, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (UF: unidades fertilizantes (kg N/ha)). \_\_\_\_\_ 51

Figura 4-5. Diagramas del peso seco de las plantas según fertilizante (A) y dosis (B), con un nivel de significancia del 5%. (FM: fertilizante mineral, FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, P: purines de cerdo deshidratados, F: fangos de depuradora deshidratados, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (UF: unidades fertilizantes kg N/ha)). \_\_\_\_\_ 52

Figura 4-6. Diagramas del porcentaje de humedad de las plantas según fertilizante (A) y dosis (B), con un nivel de significancia del 5%. (FM: fertilizante mineral, FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, P: purines de cerdo deshidratados, F: fangos de depuradora deshidratados, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (UF: unidades fertilizantes (kg N/ha)). \_\_\_\_\_ 52

Figura 4-7. Diagramas de la cantidad de agua drenada según fertilizante (A) y dosis (B), con un nivel de significancia del 5% . (FM: fertilizante mineral, FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, P: purines de cerdo deshidratados, F: fangos de depuradora deshidratados, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (UF: unidades fertilizantes kg N/ha)). \_\_\_\_\_ 55

Figura 4-8. Diagramas del contenido de clorofila A (A), clorofila B (B) y clorofilas totales (C) ( $\text{mg}/\text{cm}^2$ ) según fertilizante, con un nivel de significancia del 5%. (FM: fertilizante mineral, FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, P: purines de cerdo deshidratados, F: fangos de depuradora deshidratados, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (UF: unidades fertilizantes ( $\text{kg N}/\text{ha}$ )). \_\_\_\_\_ 58

Figura 4-9. Diagramas del contenido de clorofila A (A), clorofila B (B) y clorofilas totales (C) ( $\text{mg}/\text{cm}^2$ ) según dosis, con un nivel de significancia del 5%. (FM: fertilizante mineral, FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, P: purines de cerdo deshidratados, F: fangos de depuradora deshidratados, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (UF: unidades fertilizantes ( $\text{kg N}/\text{ha}$ )). \_\_\_\_\_ 59

Figura 4-10. Diagramas de clorofila A (A), clorofila B (B) y clorofilas totales (C) ( $\text{mg}/\text{cm}^2$ ) según nivel de hoja, con un nivel de significancia del 5%. (FM: fertilizante mineral, FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, P: purines de cerdo deshidratados, F: fangos de depuradora deshidratados; E: exterior, I: interior, M: medio). \_\_\_\_\_ 62

Figura 4-11. Diagramas del contenido en lípidos según fertilizante (A) y dosis (B), con un nivel de significancia del 5%. (FM: fertilizante mineral, FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, P: purines de cerdo deshidratados, F: fangos de depuradora deshidratados, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (UF: unidades fertilizantes ( $\text{kg N}/\text{ha}$ )). \_\_\_\_\_ 66

Figura 4-12. Diagramas del contenido en hidratos de carbono según fertilizante (A) y dosis (B), con un nivel de significancia del 5%. (FM: fertilizante mineral, FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, P: purines de cerdo deshidratados, F: fangos de depuradora deshidratados, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (UF: unidades fertilizantes ( $\text{kg N}/\text{ha}$ )). \_\_\_\_\_ 66



## Índice de tablas

Tabla 3-1. Características principales del suelo empleado en el experimento (s.m.s.: sobre materia seca).	27
Tabla 3-2. Características de los fertilizantes orgánicos utilizados en el experimento (s.m.s.: sobre materia seca).	29
Tabla 3-3. Requerimiento de elementos minerales por planta según dosis ensayadas (D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (UF: unidades fertilizantes (kg N/ha)).	32
Tabla 3-4. Elementos nutritivos aportados según tratamiento realizado (g/planta) (UF: unidades fertilizantes).	32
Tabla 3-5. Números asignados aleatoriamente a las plantas (el número indica su posición en la estructura soporte). (FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (UF: unidades fertilizantes (kg N/ha)).	34
Tabla 4-1. Resultados de la determinación de la longitud de la hoja más larga y el número total de hojas, con un nivel de significancia del 5%. (FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (UF: unidades fertilizantes (kg N/ha)) (Los promedios que contienen la misma letra no son significativamente diferentes).	49
Tabla 4-2. Resultados de la determinación de biomasa final y contenido de agua, con un nivel de significancia del 5%. (FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (Los promedios que contienen la misma letra no son significativamente diferentes) (UF: unidades fertilizantes (kg N/ha)).	53
Tabla 4-3. Resultados de la cuantificación del agua drenada por la planta, con un nivel de significancia del 5%. (FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (UF: unidades fertilizantes (kg N/ha)) (Los promedios que contienen la misma letra no son significativamente diferentes).	56

Tabla 4-4. Resultados de la determinación total de clorofilas según el tratamiento utilizado, con un nivel de significancia del 5%. (FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (Los promedios que contienen la misma letra no son significativamente diferentes) (UF: unidades fertilizantes (kg N/ha)). \_ 60

Tabla 4-5. Resultados de la determinación de clorofila A según nivel de hoja y fertilizante utilizado, con un nivel de significancia del 5%. (FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos) (Los promedios que contienen la misma letra no son significativamente diferentes). \_\_\_\_\_ 63

Tabla 4-6. Resultados de la determinación total de clorofila B según nivel de hoja y fertilizante utilizado, con un nivel de significancia del 5%. (FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos) (Los promedios que contienen la misma letra no son significativamente diferentes). \_\_\_\_\_ 64

Tabla 4-7. Resultados de la determinación total de clorofilas según nivel de hoja y fertilizante utilizado, con un nivel de significancia del 5%. (FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos) (Los promedios que contienen la misma letra no son significativamente diferentes). \_\_\_\_\_ 64

Tabla 4-8. Resultados del contenido de lípidos e hidratos de carbono según tratamiento, con un nivel de significancia del 5%. (FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (UF: unidades fertilizantes kg N/ha)) (Los promedios que contienen la misma letra no son significativamente diferentes). \_\_\_\_\_ 67



---

## Agradecimientos

Me gustaría dar las gracias a todas las personas que han hecho posible la realización de este Trabajo de Final de Grado.

En primer lugar, quiero dar las gracias a mi tutora Nuria Carazo y a la profesora Nuria Cañameras, por haberme ayudado en toda la realización y corrección del trabajo. En segundo lugar, me gustaría agradecer a todo el equipo del Instituto de Diagnostico Ambiental y Estudios del Agua (CSIC), especialmente a Yolanda Rodríguez y Víctor Matamoros, su ayuda en la extracción de lípidos e hidratos de carbono, y resolverme cualquier duda que haya podido surgir. A continuación, me gustaría dar las gracias a Miquel Masip por su colaboración en el invernadero, a Olga Gener por su ayuda en el laboratorio y a los profesores Jordi Comas y Mónica Blanco por su supervisión con el análisis estadístico de los resultados.

También quiero dar las gracias a mis amigos, especialmente a Carla, Emilzen, Aroa y el “Pizza Team”, por hacer que estar lejos de casa sea mucho más llevadero. A Luke, gracias por estar ahí. Finalmente, quiero agradecerle a mi familia, sobre todo a mis padres y mis hermanas, todo el apoyo que me han dado.

## INTRODUCCIÓN

---



# 1. Introducción

## 1.1. Interés de la fertilización orgánica

Las proyecciones de la Organización de Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura estiman que para alimentar una población mundial de 9.100 millones de personas en 2050, sería necesario aumentar la producción de alimentos en un 70 %, por lo que la producción de alimentos casi tendría que duplicarse. Ello implica un aumento importante en la producción de productos básicos fundamentales (FAO, 2009).

La lechuga (*Lactuca sativa* L.) es uno de los cultivos hortícolas más importantes y tiene altas exigencias en la absorción de nutrientes, especialmente N, P y K (Mello et al., 2006). Las extracciones de la lechuga son bajas en comparación con la de otros cultivos.

La fertilización afecta al rendimiento de la planta y la calidad del fruto, tiene influencia en la disponibilidad de nutrientes en el suelo y es uno de los medios disponibles más eficaces para aumentar el rendimiento. La aplicación de fertilizantes solubles convencionales es el método más utilizado en agricultura para aumentar el rendimiento de la lechuga (Stamford et al., 2019). Sin embargo, la producción de fertilizantes convencionales tiene un elevado coste, consume una gran cantidad de energía y puede suponer problemas para el medio ambiente, debido, principalmente, a la lixiviación de nutrientes solubles en suelos profundos y las emisiones durante su producción (Stamford et al., 2011).

La creciente preocupación sobre el impacto ambiental que provoca el uso excesivo de fertilizantes minerales, ha causado un aumento en el uso de fertilizantes orgánicos, tanto solos como combinados con los primeros (Cavagnaro, 2015). El uso de fertilizantes orgánicos, por ejemplo el estiércol animal, como sustituto de los fertilizantes minerales ha sido fuertemente recomendado en varias regiones. Trabajos anteriores han demostrado que existen beneficios en el uso de fertilizantes orgánicos si se comparan con los fertilizantes minerales (Gai et al., 2016). Entre los beneficios se incluyen la mitigación del calentamiento global (Yang et al., 2015) y la reducción de la contaminación por NO<sub>3</sub> en agua superficial y subterránea (Meng et al., 2005).

Un ejemplo de fertilizantes minerales convencionales son los fertilizantes nitrogenados, estos suponen más de la mitad del coste energético de los cultivos por lo que el uso eficiente de los mismos es importante en horticultura intensiva. El nitrógeno está presente en distintas formas: nitrógeno orgánico, que constituye la mayor parte del nitrógeno de un suelo agrícola (de 2 a 4 toneladas en un horizonte de 30 cm); nitrógeno en forma mineral (nitrato y amonio), que representa unas decenas de kilogramos; y nitrógeno gaseoso. De todas estas formas, únicamente el nitrógeno mineral es susceptible de ser aprovechado por los cultivos (IDAE, 2007), ya que el nitrógeno orgánico debe pasar, antes de poder ser utilizado, por distintas fases hasta convertirse en nitrógeno nítrico (Urquiaga y Zapata, 2000). Los fertilizantes inorgánicos de N son solubles en agua y pueden liberar fácilmente N para que la planta lo absorba, lo que mejora el crecimiento de la planta.

Sin embargo, el uso excesivo de este tipo de fertilizantes nitrogenados minerales trae consigo ciertos problemas, entre los que se incluyen el elevado coste de fabricación y la baja eficiencia de uso del N (Gai et al., 2016). Un exceso de aporte de fertilizantes nitrogenados puede provocar contaminación en el agua, en forma de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), y aumentar la emisión de gases de efecto invernadero, cuando el nitrógeno se emite en forma de óxido nítrico ( $\text{N}_2\text{O}$ ) (Cassman y Walters, 2002; Huang et al., 2006; Ju et al., 2009; Zhang et al., 2013).

Varios estudios han demostrado que la mineralización de N se ve significativamente mejorada mediante aplicaciones, a largo plazo, de fertilizantes minerales y orgánicos, aunque se ha observado que la aplicación del último tipo mejora notablemente la mineralización del N orgánico, respecto a la fertilización mineral (Zhang et al., 2004; Abbasi y Khizar, 2012).

Además, algunos autores indican que el uso de fertilizantes orgánicos también puede provocar un aumento en el rendimiento de los cultivos (Diacono y Montemurro, 2010; Liu et al., 2016), y la mejora, a largo plazo, de fertilidad del suelo, gracias al aumento del carbono orgánico del suelo, el nitrógeno total, el fósforo total y el carbono orgánico disuelto (Liang et al., 2011; Xi et al., 2016; Zhang et al., 2016). Asimismo, los fertilizantes orgánicos provocan un aumento de entorno al 20% en las actividades microbióticas del suelo, en comparación con los fertilizantes minerales (González et al., 2010; Li et al., 2015), probablemente, proveyendo nutrientes a los microorganismos del suelo (Liu et al., 2010).



## 1.2. Tipos de fertilizantes orgánicos

A continuación, se describen sólo los fertilizantes orgánicos utilizados en este trabajo.

### 1.2.1. Fangos de estaciones depuradoras de aguas residuales

Los fangos de las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) representan el residuo resultante de la depuración de las aguas residuales ya sea del proceso primario, secundario e incluso terciario, cuando se separan la fracción líquida y sólida.

La acumulación de fango de las plantas de tratamiento es un problema ambiental de relevancia. Solo en Europa se producen de media 90 g, en peso seco, por persona y día como resultado de los tratamientos primarios, secundarios y terciarios (Davis, 1996).

En la actualidad, la mayor parte del fango producido es depositado en vertederos. Pero la producción de estos “residuos” es elevada, y existen grandes restricciones en el uso de terrenos como vertederos (Mahamud López et al., 1996; Rrong et al., 2016). Las características del fango, como el contenido en materia orgánica, nutrientes, patógenos, metales y compuestos orgánicos, varían en función de su origen y del tipo de proceso al que han sido sometidos, y afectan a su aptitud para la aplicación al terreno y los beneficios que aportan al cultivo de plantas (Zufiaurre et al., 1998).

Los fangos de depuradora son una buena fuente de nitrógeno, fósforo y potasio (Sims y Pierzynski, 2000; Martínez et al., 2003; Shober et al., 2003; Walter et al., 2006). En el caso del fango de depuradora habría que controlar su incorporación al suelo, no sólo teniendo en cuenta su riqueza en N (que se puede ajustar a la necesidad del cultivo) sino también su contenido en fósforo muy superior a las extracciones en este nutriente de muchos cultivos, por ejemplo en Cataluña donde los suelos ya son, en general, muy ricos en fósforo este tipo de abono contribuiría aun más a que los suelos tuvieran exceso de fósforo (comunicación personal de Meri Pous - Agència de Residus de Catalunya). Estas características ligadas a un alto contenido en materia orgánica, ha convertido su uso como fertilizante agrícola en una alternativa potencial a su deposición en vertederos (Logan y Harrison, 1995; Mo et al., 2000; Caravaca et al., 2002; Walter et al., 2006), siempre que la normativa vigente lo permita (BOE, 1990).

La aplicación de materia orgánica en el suelo puede aumentar significativamente el ratio de agregados estables en el suelo (Pagliai et al., 1981; Albalejo et al., 1996; Ashraf et al., 2013), disminuyendo la densidad del suelo y aumentando la capacidad de intercambio catiónico del mismo. Además, el reciclaje de los fangos de depuradora favorece el desarrollo sostenible de las ciudades y la agricultura, y nos permite atajar dos problemas de gran importancia a nivel mundial: una producción agrícola eficiente y la reducción de residuos (Zufiaurre et al., 1998; Bakshi et al., 2019).

Generalmente, los fangos proporcionan suficientes nutrientes para el buen crecimiento de las plantas, sin embargo, el alto riesgo de intoxicación y contaminación, tanto de la cadena alimentaria como del suelo, debido a la presencia de contaminantes orgánicos y elementos traza, es un factor limitante de su aplicación en agricultura (McBride, 1995; Roe et al., 1997; Wong et al., 2001; World Health Organization (WHO), 2006; Joško y Oleszczuk, 2013; Rrong et al., 2016). Se ha demostrado que los cultivos pueden acumular elementos tóxicos de los suelos fertilizados con fango de depuradoras, pudiendo llegar a alcanzar niveles fitotóxicos. El ratio de acumulación depende de la especie vegetal y cultivar, cereales y legumbres muestran concentraciones más bajas que vegetales con hojas como la lechuga o la espinaca (Sterritt y Lester, 1980).

Los elementos trazas contenidos en el fango son aquellos compuestos químicos inorgánicos que, en pequeñas cantidades, pueden ser esenciales o perjudiciales, tanto para las plantas como para los animales, entre éstos elementos traza se encuentran los metales pesados. Su concentración en los fangos es muy variable, y provoca una gran limitación en la aplicación del fango al terreno y la vida útil del terreno de aplicación (Junta de Andalucía, s. f.). El estudio de los patrones de migración y transformación de los metales pesados en suelos tratados con fango de depuradora es un punto clave para la utilización de fangos en sistemas de cultivo (Wollan et al., 1978; Walter et al., 2006; Zhang y Fu, 2007; Li et al., 2009).

La Unión Europea (Directiva 86/278/EEC) y Estados Unidos ("Title 40 Code of Federal Regulations, Part 503") ya disponen de legislación que limita el contenido de metales pesados permitido en fangos de depuradora para su aplicación en suelos (Inglezakis et al., 2014; Yuan y Dai, 2017). La directiva europea de fangos de depuradora 86/278/ECC define el uso de estos en agricultura, regulando y previniendo los posibles daños que podrían causar en el suelo, la vegetación, los animales y los seres humanos (Fytili y Zabaniotou,



2008). De acuerdo con esta norma, el uso en agricultura de fangos no tratados está prohibido, si no es inyectado o incorporado en el suelo (Commission of European Communities, 1986). También queda definido fango tratado como “aquel que ha pasado por tratamiento biológico, químico o de calor, almacenado durante un largo período de tiempo, o sometido a algún otro tipo de tratamiento que ha reducido su capacidad de fermentación, y los riesgos para la salud derivados de su uso” (Commission of European Communities, 1999).

En España los lodos susceptibles de utilización en agricultura son aquellos lodos que no sobrepasan los valores límite de metales establecidos en el RD 1310/1990 de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario. Igualmente, los suelos objeto de aplicación han de cumplir con los parámetros indicados en dicha normativa. Claro está, también han de cumplir con la normativa autonómica o municipal desarrollada al respecto (Actualidad ISM, s. f.; BOE, 1990) .

Pese a que el uso de fangos de depuradora como fertilizantes agrícolas puede ser un punto clave en el desarrollo sostenible de las ciudades, y existe una gran cantidad de estudios que analizan las posibles ventajas e inconvenientes de su aplicación en el suelo, es bastante bajo el número de artículos que tratan cómo afecta el uso de estos en el rendimiento de los cultivos, sobretodo para cultivos hortícolas.

### **1.2.2. Purines de cerdo**

Definimos como purín a los residuos líquidos producidos en las granjas de ganado porcino, compuestos por heces y orines de los animales, aguas de lavado, restos de comida y de los bebederos y, a veces, restos de lluvia (Cuadros García, 1989; Félix, 2014).

En España la intensificación de las explotaciones ganaderas, llevada a cabo entre los años 60 y 90 ha provocado un aumento en la cantidad de residuos sólidos y líquidos producidos por las mismas, con un alto poder contaminante (Coll, 1993; Llona y Faz, 2009). Se estima que la producción diaria de purines por animal oscila entre 3,6 L, cuando el peso es inferior a 30 kg, y 7,7 L para cerdos de engorde, alcanzando 16,6 L/día en madres gestantes (Serrano, 2001).

Los estudios realizados, hasta día de hoy, coinciden en que la manera más eficiente y económica de atajar la acumulación de este tipo de desechos es su aplicación en el suelo, transformando así el residuo en recurso (Schröder et al., 2004; Westerman y Bicudo, 2005). El purín de cerdo es un efluente con alto contenido en materia orgánica, nitrógeno, fósforo, potasio y otros nutrientes, que le confieren un gran potencial fertilizante (Christensen, 1988; Larsen y Kjellerup, 1989; Bernal et al., 1992; Andrés, 2008). Como ya hemos dicho anteriormente (apartado 1.1.1), la aplicación de materia orgánica en el suelo permite mejorar las características físico-químicas, la fertilidad y estabilizar la estructura del mismo (Trocme y Gras, 1979; Bernal et al., 1992; Ashraf et al., 2013). Se ha demostrado que tratar el suelo a dosis adecuadas de purín puede ser suficiente para alcanzar un alto rendimiento en el crecimiento del cultivo, y sustituir, total o parcialmente, al fertilizante mineral (Klausen y Nemming, 1982; Larsen et al., 1991; Brechin y McDonald, 1994; Petersen, 1996; Daudén y Quílez, 2004), lo que supondría un gran ahorro económico en la producción agrícola y la revalorización de una gran cantidad de residuo.

Actualmente, el estiércol animal es la principal fuente de materia orgánica usada en agricultura. La aplicación directa en campo, sin tratamiento previo, del purín de cerdo es una práctica habitual, en muchas ocasiones por la falta de espacio de almacenaje (Daudén et al., 2004; Ros et al., 2007).

Aunque las características del purín lo hacen útil en agricultura, y permiten mejorar las características físico-químicas del suelo y aumentar el rendimiento del cultivo (Llona, 2005), se ha visto que, el uso descontrolado puede tener efectos negativos en el medioambiente. Entre los posibles daños se encuentra, la contaminación de aguas, superficiales y subterráneas, y la emisión de gases a la atmósfera (Amberger, 1990; Diez et al., 2001). Es por esto que existe legislación que regula la cantidad de purín máxima que puede ser aplicada en el suelo sin que se generen daños ambientales. La dosis máxima aplicable se calcula a partir de las necesidades de nitrógeno de los cultivos, y las limitaciones de metales pesados para fertilizantes orgánicos, presentes en la normativa (Andrés, 2008). En los estados miembros de la Unión Europea, son varias las normas a tener en cuenta para la aplicación de purín como fertilizante. Destacan entre otras, la directiva 91/676/EEC (creada para proteger las aguas frente a la contaminación por parte de las prácticas agrícolas) (Amery y Schoumans, 2014), y la directiva 96/61/ECC (para prevención y el control de la contaminación).



En España, según el RD 324/2000 para que las explotaciones ganaderas puedan aplicar el purín como fertilizante es necesario que posean una balsa impermeabilizada capaz de almacenar los purines de al menos 3 meses. Además, deben cumplir con el RD 261/1996, la transposición en España de la directiva europea 91/676/EEC, para la protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias. Este decreto incluye las cantidades máximas de purín que puede ser aplicado en el terreno, en función de la cantidad de nitrógeno que contiene (Lobera, 2002).

La aplicación racional y controlada de purines de cerdo tiene gran interés desde el punto de vista de la fertilización, enriqueciendo suelos que han sido utilizados durante siglos en agricultura, y han visto mermadas sus capacidades nutritivas, y aumentando el rendimiento del crecimiento del cultivo. Además, no podemos olvidar que la fertilización orgánica supone una reducción de los costes de producción frente a la fertilización mineral, y que estos últimos también pueden ocasionar serios problemas de degradación y contaminación del suelo (Goulding et al., 2000; Schröder, 2005; Llona y Faz, 2009).

La separación de la fracción líquida del purín fresco permite obtener un purín deshidratado. Este tipo de purín es poco utilizado como fertilizante, posiblemente debido a su bajo contenido en nitrógeno amoniacal, y hay muy poca información al respecto. Por esto se ha considerado su uso en el ensayo que contempla este trabajo final de grado.

### **1.2.3. Fracción orgánica de residuos sólidos urbanos**

Los residuos sólidos urbanos (RSU), residuos domésticos en la Ley de Residuos (Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados), están definidos como los residuos generados en los hogares como consecuencia de la actividad doméstica. También se incluyen dentro de esta categoría de residuos, aquellos producidos por industria y servicios, cuando son similares a los anteriores, y los procedentes de la limpieza de vías públicas, zonas verdes, áreas recreativas y playas (BOE, 2011). Aunque se definen como un material heterogéneo, cuya composición varía en función de muchos factores (región, clima, reciclaje...), en general, un alto porcentaje de los residuos sólidos urbanos está formado por materia orgánica. Este segmento se denomina fracción orgánica (FO),

fundamentalmente constituida por restos de comida y restos vegetales. Así pues, la FO-RSU es la fracción de materia orgánica presente en los residuos sólidos urbanos.

El crecimiento de la población y su concentración en las ciudades ha provocado un aumento en la generación de residuos sólidos urbanos, lo que constituye un motivo de preocupación por los graves problemas ambientales y de salud que genera una gestión ineficiente de los residuos (Ayuso et al., 1996; Espinosa et al., 2007). En España, cada habitante genera, de promedio, 1,5 kg/día de residuos y la principal salida que se le da a estos es su vertido, una opción muy poco recomendable desde el punto de vista ambiental (Grau y Farré, 2011). La rápida capacidad putrefactoria de la fracción orgánica y la formación de lixiviados tiene un gran impacto ambiental, cuando estos son depositados en vertederos, pudiendo causar daños severos como la contaminación de aguas y la emisión de gases de efecto invernadero (Lee et al., 2004; Lastra, 2013). La revalorización de FO-RSU puede ayudar a paliar estos problemas, reduciendo la cantidad de residuos y obteniendo subproductos de interés económico. Estas vías de gestión se están viendo impulsadas gracias a las directivas europeas sobre residuos 2008/98/CE y 1999/31/CE (DOCE, 1999, 2008). La incineración de residuos se debe evitar debido al alto coste y los problemas medioambientales que genera su procesamiento.

El alto contenido en materia orgánica estable y nutrientes hace la aplicación como fertilizante de este residuo especialmente útil en el mantenimiento de la fertilidad del suelo, y la mejora de la capacidad de captación de nutrientes por parte de las plantas (Albaladejo y Díaz, 1990; Gil-Sotres et al., 1992; Pascual et al., 1999). No se recomienda la aplicación directa de materia orgánica en el suelo porque puede causar cambios indeseables en el ecosistema en el que el cultivo se está desarrollando. Una vez aplicada en el suelo será degradada, produciendo metabolitos intermedios que pueden no ser compatibles con el crecimiento de la planta; además pueden aparecer fitotoxicidades y contaminaciones por exceso de nutrientes (Yang, 1997; Lee et al., 2004; Huerta et al., 2010).

Una posible estrategia para la reducción de los residuos es el compostaje de la fracción orgánica, y la utilización del compost como fertilizante. El bajo contenido en metales pesados y la gran riqueza orgánica del producto lo convierten en un opción adecuada para la fertilización (Yang et al., 1998). El compostaje es un tecnología de bajo coste que permite transformar residuos en subproductos mediante oxidación biológica controlada. El almacenamiento y manejo del producto resultante es sencillo y la materia orgánica queda



estabilizada. Este proceso permite reducir el posible impacto ambiental de los residuos, y aprovechar los recursos que nos ofrecen (Castro et al., 2009).

Para que la aplicación del compost en el suelo sea segura, el primero debe cumplir con las siguientes características: contenido de materia orgánica estable y ausencia de componentes fitotóxicos y agentes patógenos (García, 1990; Bernal et al., 1998; Lee et al., 2004). Sin embargo, el alto grado de compostaje de este tipo de material hace que su contenido en nitrógeno amoniacal disminuya sensiblemente. Las pérdidas de N en dicho proceso ocurren principalmente en forma de  $\text{NH}_3$ , el balance entre  $\text{NH}_3$  y  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  se ve muy afectado por el pH. Bajo condiciones de acidez, es conocido que predomina  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  y que las pérdidas de  $\text{NH}_3$  son más moderadas (Beck-Friis et al., 2003). Sin embargo, el pH tiende a incrementar durante el compostaje, lo que junto a otros factores, ocasiona pérdidas de  $\text{NH}_3$  (Poincelot, 1974; Soliva et al., 1993; Beck-Friis et al., 2003; Sundberg et al., 2004; Sundberg y Jönsson, 2008; López et al., 2010).

Varios estudios han mostrado que el uso de FO-RSU como fertilizante aumenta el rendimiento de diferentes cultivos, entre ellos la lechuga (Bazzoffi et al., 1998; Mkhabela y Warman, 2005; Castro et al., 2006; Peyvast y Abbassi, 2006; Peyvast et al., 2007; Olfati et al., 2009).

### 1.3. Contexto de trabajo y antecedentes

Este trabajo está incluido dentro de un proyecto RETOS, financiado por el Ministerio de Economía, Industria y Competitividad. El título del proyecto es: “Dinámica de la acumulación de antibióticos, metales y genes de resistencia bacteriana en cultivos agrícolas por fertilización orgánica. Implicaciones en la producción vegetal y seguridad alimentaria”. El código de referencia del proyecto es: AGL2017-89518-R, el acrónimo empleado es DAMA.

Los investigadores principales del proyecto son el Dr. Josep. M. Bayona y el Dr. Víctor Matamoros, y se esta llevando acabo entre el laboratorio CISC-IDAEA y la UPC.

Se puede encontrar más información acerca del proyecto en su página web:

<https://damamicinn.site123.me/>

El equipo de investigación liderado por el Dr. Bayona lleva varios años dedicado al estudio del impacto de contaminantes orgánicos y elementos traza en cultivos hortícolas, con especial atención al riego con aguas que contienen dicho tipo de xenobióticos (Calderón-Preciado et al., 2011a, 2011b, 2013; Hurtado et al., 2016, 2017; Margenat et al., 2018, 2019).



## OBJETIVOS

---

## 2. Objetivos

### 2.1. Objetivo general

El objetivo general de este trabajo de final de grado es comparar el efecto entre fertilización orgánica y mineral en el crecimiento vegetal y contenido de lípidos, azúcares y clorofilas en un cultivo de lechuga maravilla (*Lactuca sativa* L.)

### 2.2. Tareas específicas para alcanzar el objetivo

Para poder alcanzar el objetivo principal se definieron varias tareas, relacionados con el crecimiento y tipo de fertilizante, que nos permitirían alcanzar el objetivo final:

- Cuantificación de la evolución del crecimiento del cultivo.
- Determinación de la biomasa producida.
- Evaluación del contenido de clorofilas a, b y totales
- Valoración del contenido de lípidos e hidratos de carbono.



## MATERIALES Y MÉTODOS

---

## 3. Materiales y Métodos

### 3.1. Material vegetal

Para el desarrollo de este experimento se empleó como material vegetal *Lactuca sativa* L., del cultivar maravilla, procedente de la empresa Planter Lladó. Se emplearon un total de 65 unidades que se colocaron de manera individual en recipientes de cristal opaco de 2,5 L (diámetro = 15 cm, altura = 20 cm) con forma de botella invertida (Nadal, 2015; Hurtado et al., 2016) de acuerdo con los tratamientos y número de repeticiones realizado (apartado 3.6.1).

### 3.2. Características del suelo

El suelo utilizado en el trabajo procedía de una parcela de cultivo (Fig. 3-1) ubicada en Agrópolis, situado en Camí de les Filipines 110 (longitud 2°03\_E, latitud 41°17\_N), en la localidad de Viladecans. La fracción escogida fue la capa perteneciente al horizonte superior del suelo. Antes de ser fertilizado de acuerdo con los tratamientos este material fue tamizado a 2 mm y, posteriormente, introducido en los contenedores del ensayo.



Figura 3-1. Imagen de la parcela de la que se obtuvo el suelo empleado en el ensayo.

Las características físico-químicas y químicas principales del suelo están recogidas en la tabla 3-1. La determinación de estos parámetros fue realizada en el laboratorio de la empresa Eurofins Agroambiental, S.A.

Se trataba de un suelo de textura franca y con elevado contenido en fósforo ( $>21 \times 10^{-6}$  P) y potasio ( $> 300 \times 10^{-6}$  K).

Tabla 3-1. Características principales del suelo empleado en el experimento (s.m.s.: sobre materia seca).

Textura	Franca (40% Arena, 16,2% Limo grueso, 19% Limo y 24,8% Arcilla)
pH	8,48
Conductividad eléctrica (CE)	0,240 dS/m
Humedad	1,33 %
Materia orgánica	1,27% s.m.s.
N total	0,089 % s.m.s.
P	33 mg/kg s.m.s.
Carbonato cálcico equivalente	28% s.m.s.
Ca	7014 mg/kg s.m.s.
Mg	362 mg/kg s.m.s.
Na	91 mg/kg s.m.s.
K	344 mg/kg s.m.s.

### 3.3. Agua de riego

Para regar las plantas se utilizó un sistema de riego por goteo (Fig. 3-2), que estaba conectado a un depósito que contenía principalmente agua de lluvia (recogida de la cubierta del invernadero) combinada con agua de la red pública. Durante el tiempo en el que se llevó a cabo el cultivo las precipitaciones fueron elevadas, por lo que se estima que aproximadamente 2/3 del agua de riego empleada fue agua de lluvia. La conductividad medida durante el ensayo fue de 0,074 dS/m. Las dosis de agua utilizadas están referenciadas en el apartado 3.6.4.



Figura 3-2. Sistema de riego por goteo.

### 3.4. Fertilizantes

En este ensayo se utilizaron fertilizantes orgánicos y minerales. Las dosis y tipos están descritos en el apartado 3.6.1.

Los fertilizantes empleados en el experimento fueron los siguientes:

- Fertilizantes minerales:
  - o Nitrato amónico (34% N)
  - o Superfosfato (43,6% P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>)
  - o Sulfato potásico (54% K<sub>2</sub>O)
- Fertilizantes orgánicos:
  - o Purines de cerdo deshidratados procedentes de la planta de purines de la Cooperativa Agraria de Torelló
  - o Fangos deshidratados de l'EDAR de Gavá-Viladecans aptos para ser empleados en agricultura
  - o Fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FO-RSU) de la planta de compostaje de Torrelles del Llobregat. La materia prima de la que se obtiene este compost es una mezcla de restos de poda de la zona cercana al municipio, restos vegetales de la cocina del "Hospital Universitari Vall d'Hebrón" y restos vegetales de Mercabarna.

Los fertilizantes orgánicos también fueron analizados por Eurofins Ambiental, S.A, y los resultados se muestran en la tabla 3-2.

Tabla 3-2. Características de los fertilizantes orgánicos utilizados en el experimento (s.m.s.: sobre materia seca).

Parámetros	Purín de cerdo	FO-RSU	Fangos
pH	8,26	8,25	8,40
Humedad	40 %	20 %	87 %
Materia orgánica	92,0 % s.m.s.	53,8 % s.m.s.	51,5 % s.m.s.
N Kjeldahl	2,29 % s.m.s.	2,61 % s.m.s.	2,77 % s.m.s.
K	0,82 % s.m.s.	2,42 % s.m.s.	0,207 % s.m.s
P	0,61 % s.m.s.	0,55 % s.m.s.	1,55 % s.m.s.

### 3.5. Tratamientos del experimento

Tal como ya se ha comentado en los apartados 3.1 y 3.4, se ha trabajado con una única especie vegetal y 4 tipos de fertilizantes. En relación a los fertilizantes y por lo que respecta a la fertilización nitrogenada se han ensayado 3 dosis diferenciadas. Esto conlleva a realizar un ensayo con 13 tratamientos ( 12 + control: suelo no fertilizado):

$$1 \text{ especie} \times 4 \text{ fertilizantes} \times 3 \text{ dosis} = 12 \text{ tratamientos con fertilizante}$$

### 3.6. Diseño del experimento

#### 3.6.1. Dosificación de los fertilizantes

El efecto que el uso de fertilizantes orgánicos podía tener en el cultivo no se evaluó únicamente con diferentes tipos de fertilizante, sino que, además, tal como reflejamos en los objetivos (2.2) se analizó la influencia de la cantidad de nitrógeno incorporada.

Para cada uno de los 13 tratamientos se realizaron 5 repeticiones, lo que hace un total de 65 contenedores con cultivo.

En relación a las dosis de nitrógeno a dosificar, estas se calcularon en relación a la extracción de N de la lechuga. La extracción media de este elemento nutritivo para este cultivo es de 100 UF (unidades fertilizantes (kg N/ha)) (Pomares y Ramos, 2010). En base a este valor se formularon 3 dosis.

D1: 50 UF (mitad de la extracción)

D2: 100 UF (extracción). Esta dosis actuó como dosis nitrogenada referencial.

D3: 200 UF (dos veces la extracción)

A partir de estas 3 dosis se determinaron las necesidades de los elementos nutritivos para nuestro cultivo (tabla 3-3) y su cálculo, detallado, es consultable en el anexo 1. Las necesidades de elementos nutritivos para cada una de los tratamientos definidos se calcularon teniendo en cuenta que en cada recipiente crecería una planta de lechuga y que el volumen del mismo era de 2,5 L.



a) Tratamientos con abono mineral

Los cálculos para determinar las cantidades de N, P y K necesarias de estos elementos nutritivos y para los tres tratamientos con abono mineral están detallados en el anexo 1 y se basó en la extracción del cultivo ( $P_2O_5$ : 40 UF;  $K_2O$ : 185 UF) (Pomares y Ramos, 2010). En la tabla 3-4 se reflejan los valores determinados para cada uno de los tratamientos minerales.

b) Tratamientos con fertilizantes orgánicos

Se formularon 9 tratamientos orgánicos. En cada uno de ellos el ajuste de la cantidad a aplicar se realizó a partir del contenido en nitrógeno total de cada fertilizante orgánico y de la dosis establecida (tabla 3-4). Los detalles del cálculo de las cantidades aportadas se detallan en el anexo 1.

La comparación entre requerimientos y aportaciones (tablas 3-3 y 3-4) realizadas nos muestran que los tratamientos minerales aportan las cantidades de elementos fertilizantes según las dosis establecidas. En cambio, en el caso de la fertilización orgánica los aportes se ajustan a los requerimientos en el caso del nitrógeno, pero no a los de P y K. Como ya hemos dicho anteriormente, en fertilización orgánica el aporte de P y K se vio condicionada por la composición del propio abono, lo que provocó que las dosis establecidas (D1: 50 UF, D2: 100 UF y D3: 200 UF) generaran exceso o defecto en la adición de estos nutrientes (tabla 3-4). En concreto, se produjo exceso en el aporte de P en las dosis D1 (50 UF), D2 (100 UF) y D3 (200 UF) de purín de cerdo deshidratado, fracción orgánica-residuos sólidos urbanos y fangos deshidratados. También hubo exceso en el aporte de K de las dosis D1 (50 UF), D2 (100 UF) y D3 (200 UF) de FO-RSU, sin embargo, la cantidad de K aportada en las dosis D1, D2 y D3 de purín de cerdo y fangos de depuradora fue deficitario.

No obstante, en este ensayo el déficit de P o K, resultante de las dosis a aplicar, no debería de representar un condicionante negativo en el crecimiento de las lechugas, ya que como se mencionó en el apartado 3.2, el suelo tiene un alto contenido en estos nutrientes.

Tabla 3-3. Requerimiento de elementos minerales por planta según dosis ensayadas (D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (UF: unidades fertilizantes (kg N/ha)).

Elemento mineral	Dosis ensayo		
	D1	D2	D3
N (g/planta)	0,085	0,17	0,35
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (g/planta)	0,03	0,06	0,12
K <sub>2</sub> O (g/planta)	0,15	0,31	0,62

Las riquezas de los abonos empleados son:

- Nitrato amónico (34% N)
- Superfosfato (43,6% P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>)
- Sulfato potásico (54% K<sub>2</sub>O)

Tabla 3-4. Elementos nutritivos aportados según tratamiento realizado (g/planta) (UF: unidades fertilizantes).

	D1 (UF:50 kg N/ha)	D2 (UF:100 kg N/ha)	D3 (UF:200 kg N/ha)
Nitrato amónico	0,5	1	2
Superfosfato	0,068	0,136	0,272
Sulfato potásico	0,32	0,64	1,28
Purín de cerdo deshidratado	8,66	13,32	34,64
Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos	6,10	12,20	24,40
Fangos deshidratados	35,16	70,32	140,64

### 3.6.2. Procedimiento de montaje

El procedimiento de montaje del experimento se basó en el empleado en un estudio anterior (Nadal, 2015) realizado con la misma especie, tipo de contenedor y condiciones de invernadero, y fue el siguiente:

1. Limpieza y enumeración de todos los contenedores.
2. Mezcla de suelo y fertilizante.
3. Colocación de un filtro de lana de roca en el cuello de la botella para evitar que caiga el suelo.
4. Llenado de los contenedores con el suelo y disposición de los mismos en un soporte de madera.
5. Plantación de las lechugas, según sorteo aleatorio.
6. Colocación de los frascos de recogida del agua de drenaje conectadas mediante tubo de plástica al cuello de los contenedores.
7. Conexión del sistema de riego por goteo a cada contenedor.

En la figura 3-3 se muestra la configuración visual del ensayo una vez terminado el ensayo.



Figura 3-3. Resultado final del proceso de montaje.

### 3.6.3. Distribución de los tratamientos y repeticiones

La radiación solar recibida por las plantas de lechuga utilizadas en nuestro ensayo dentro del invernadero varió, aunque ligeramente, según el lugar en el que se encontraban. Para evitar que las diferencias provocadas por su ubicación pudieran tener cierta influencia sobre el resultado final del experimento, se otorgaron números aleatorios a las plantas (tratamientos y repeticiones) (tabla 3-5) y se dispusieron de manera ordenada, tal y como muestra la figura 3-4.

Tabla 3-5. Números asignados aleatoriamente a las plantas (el número indica su posición en la estructura soporte). (FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (UF: unidades fertilizantes (kg N/ha)).

Tratamiento	Identificación número planta asignada				
	1	4	26	49	59
Control	1	4	26	49	59
Fertilizante mineral D1	6	29	57	58	62
Fertilizante mineral D2	8	10	15	22	54
Fertilizante mineral D3	14	44	47	48	52
FO-RSU D1	5	32	35	38	40
FO-RSU D2	2	17	24	28	33
FO-RSU D3	25	42	50	53	64
Purín deshidratado D1	12	31	41	46	65
Purín deshidratado D2	11	13	18	21	51
Purín deshidratado D3	16	19	30	36	61
Fango deshidratado D1	9	37	39	43	60
Fango deshidratado D2	3	7	27	45	55
Fango deshidratado D3	20	23	34	56	63



### 3.6.4. Duración y condiciones de cultivo

La duración total del cultivo en invernadero fue de 57 días. La plantación tuvo lugar el día 8 de octubre de 2018 en la nave invernadero 2 de Agrópolis. La parte experimental de cultivo finalizó el día 4 de diciembre de 2018.

El día 7 de noviembre de 2018 el cultivo fue sometido a un tratamiento contra oídio, ya que el día anterior se había observado su presencia (manchas blancas) en algunas plantas. El producto fitosanitario utilizado fue cabrio-duo, la dosis utilizada fue 2,5 g/L de agua y solamente fue necesaria una aplicación.

Las plantas fueron sometidas a riego diario. La cantidad de agua aportada por minuto fue de 25 mL. No obstante, su frecuencia y dosis fue variable según período de cultivo:

Del 8/10/2018 al 18/10/2018 → 1 sesión de riego de 2 minutos a las 11:00 am.

Del 19/10/2018 al 6/11/2018 → 1 sesión de riego de 3 minutos a las 11:00 am.

Del 7/11/2018 al 27/11/2018 → 2 sesiones de riego de 2 minutos a las 9:00 am y las 15:00 pm, respectivamente.

Del 28/11/2018 al 4/12/2018 → 2 sesiones de riego de 3 minutos a las 9:00 am y las 15:00 pm, respectivamente.

El invernadero de cultivo dispone de ventanas cenitales que ventilan en función de la temperatura. Las temperaturas máxima y mínima registradas durante el ensayo 32,0 y 7,1 °C respectivamente.

### 3.7. Determinación de biomasa área

A lo largo de todo el proceso experimental en invernadero se llevó a cabo un seguimiento semanal de la evolución del cultivo, que consistió en el recuento del número de hojas de la planta, y la cuantificación de la longitud de la hoja más larga. Para determinar la longitud de hoja más larga se utilizó una cinta métrica flexible, cuya resolución era de 1 mm y la exactitud  $\pm 0,5$  mm, con el que se midió la distancia desde el inicio del tallo de la lechuga hasta la punta de la hoja. La hoja más larga se seleccionó de manera visual, en los casos



en los que se observaron varias hojas de una longitud similar se llevo a cabo la medición de todas ellas para determinar cual era la más larga.

La estimación de la biomasa final se definió mediante el peso fresco y seco de la parte aérea del cultivo. El peso fresco de todas las plantas previamente identificadas se determinó en el momento de la cosecha, con una balanza Sartorius de 0,001 g de resolución y  $\pm 0,0005$  g de exactitud. En el laboratorio de Fitotecnia de la ESAB este material se mantuvo en la estufa (Selecta, modelo DRYBIG) a 80 °C hasta peso constante, tras ese tiempo el peso de la materia vegetal se había estabilizado y se procedió a la determinación del peso seco. Se utilizó para la determinación del peso seco una balanza Scaltec de 0,0001 g de resolución y  $\pm 0,00005$  g de exactitud.

Las figuras 3-5 y 3-6 muestran el aspecto de los cultivos al inicio y al final del proceso experimental en invernadero.



Figura 3-5. Aspecto de las lechugas en el momento de inicio del experimento.



Figura 3-6. Aspecto de las lechugas en el momento de finalización del experimento.

### 3.8. Cuantificación del agua drenada

Tal y como se muestra en imágenes anteriores, el sistema de cultivo disponía de unos frascos de vidrio en la parte inferior. Estos frascos permitían recoger el agua de drenaje de las plantas. Justo antes de la cosecha se procedió a medir la cantidad de agua drenada, gracias a dos probetas de 500 y 250 mL. La primera con resolución de 10 mL y exactitud de  $\pm 5$  mL, y la segunda con una resolución de 2 mL y una exactitud de  $\pm 1$  mL. Cuando las cantidades de agua drenada fueron inferiores a 10 mL los volúmenes de agua recogidos se cuantificaron con una pipeta de enrase simple de 10 mL de volumen de 0,1 mL de resolución.

### 3.9. Determinación de clorofilas



Figura 3-7. OPTI-SCIENCES CCM-200 plus utilizado para la medición de las clorofilas.

Para llevar a cabo la determinación de clorofilas se utilizó el aparato OPTI-SCIENCES CCM-200 plus (Fig. 3-7), cuya exactitud es de  $\pm 0,05$  y su resolución de 0,1 (medida adimensional). Se realizaron un total de 9 lecturas foliares por planta, 3 en cada nivel (exterior, medio e interior). Este procedimiento se repitió en todas las plantas del experimento, aunque en algún caso la muestra era tan pequeña que no se obtuvieron resultados. Este aparato mide la transmitancia a dos longitudes de onda, 931 y 653 nm, y calcula el CCI (índice de contenido de clorofila, valor adimensional) [1]. El CCI es una valor relativo del contenido clorofila, para estimar la composición absoluta de clorofilas, los valores obtenidos fueron transformados gracias a las líneas de tendencia (ecuaciones [2], [3] y [4]) obtenidas por Nadal (2015), en la elaboración de las rectas de calibración que relacionan la concentración de clorofilas con la lectura del aparato.

$$\text{CCI} = \% \text{ Transmitancia a } 931 \text{ nm} / \% \text{ Transmitancia a } 653 \text{ nm} \quad [1]$$

$$\text{Clorofilas A} \rightarrow y = 0,009 \times \ln(x) - 0,0006 \quad [2]$$

$$\text{Clorofilas B} \rightarrow y = 0,0026 \times \ln(x) - 0,0001 \quad [3]$$

$$\text{Clorofilas totales} \rightarrow y = 0,0116 \times \ln(x) - 0,0007 \quad [4]$$

## 3.10. Determinación de lípidos e hidratos de carbono

### 3.10.1. Preparación de las muestras

La extracción de lípidos e hidratos de carbono se realizó a partir de la muestra de materia vegetal fresca triturada que se conservaban, por congelación, en el laboratorio de IDAEA-CSIC. Debido al bajo rendimiento de algunos de los tratamientos de fertilización, la cantidad de muestra conservada no era elevada, y la necesidad de realizar otras pruebas con la misma materia vegetal por parte de los investigadores del IDAEA-CSIC causó que tan solo se utilizaran 1000 mg de muestra/planta.

Para poder llevar a cabo la extracción era necesario que la materia vegetal estuviera seca. Durante proceso de desecación, y parte de la extracción se utilizaron tubos falcon. Unos cuantos tubos de este tipo fueron introducidos sin material vegetal durante 6 h en una estufa (120 °C), con el fin de comprobar si el proceso de desecación podría provocar variaciones en su peso, pues una reducción del mismo causaría alteraciones en el resultado final de la extracción. Una vez comprobado que el periodo en la estufa no causaba variaciones en el peso de los falcon, se enumeraron, se pesaron (con tapón) y se añadió 1000 mg de muestra. Estas mediciones se llevaron a cabo con una balanza Sartorius SECURA de 1 mg de resolución y una exactitud de  $\pm 0,5$  mg.

El siguiente paso en la preparación de las muestras fue la introducción de los tubos falcon con la muestra vegetal en la estufa modelo HRGC 5300 a 120 °C durante 6 horas (Fig. 3-8), tras este tiempo la materia vegetal había alcanzado un peso estable. Los tubos se introdujeron en la estufa con papel de plata en lugar del tapón, para favorecer la evaporación.



Figura 3-8. Estufa HRGC 5300 (A) empleada en la desecación de las muestras (B).

### 3.10.2. Extracción de lípidos e hidratos de carbono.

El método empleado para la extracción se basó en los ensayos realizados anteriormente por Margenat (2018), sin embargo, la baja cantidad de muestra que podía ser utilizada nos obligó a realizar algunas modificaciones.

El primer paso de la extracción fue la adición de 5 mL de disolvente orgánico, en este caso etanol/hexano en proporción 1:1 (v/v), a la muestra ya seca. Después, los tubos falcon se colocaron durante 15 min en un baño ultrasonidos (Bandelin sonorex digiplus DL 156 BH), para facilitar la salida de lípidos e hidratos de carbonos, para posteriormente introducirlos en la centrifugadora (Sigma 3-16) a 1500 rev/min durante otros 15 min (Fig. 3-9), favoreciendo la decantación de los sólidos y facilitando la extracción del líquido.

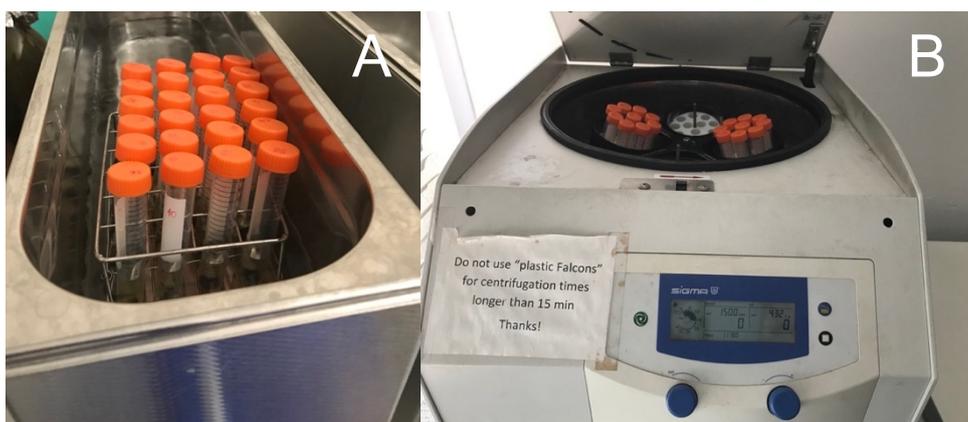


Figura 3-9. Muestras de materia vegetal, a las que ya se había añadido el disolvente, en el baño de ultrasonidos (A) y la centrifugadora (B).

El líquido que quedaba, tras la centrifugación, en los tubos falcon se extrajo mediante una jeringuilla y se depositó en un bote de cristal a través de un filtro de nylon de  $0,22\ \mu\text{m}$ ; ambos habían sido previamente pesados (Fig. 3-10).

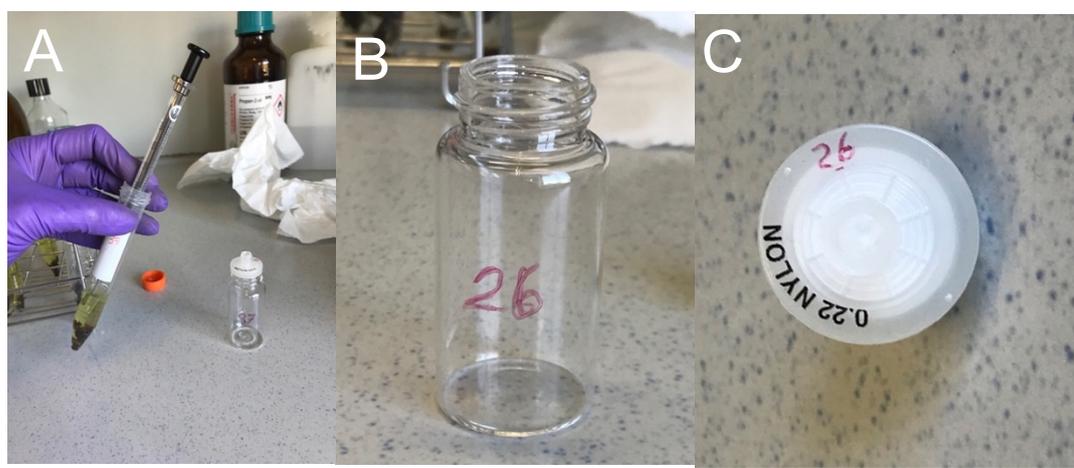


Figura 3-10. Proceso de filtración de las muestras (A) y detalle del tubo de cristal (C) y filtro (D) utilizados.

El método usado como modelo (Margenat, 2018) indicaba que, tras la evaporación del líquido restante, los lípidos extraídos quedarían pegados a la pared del tubo, mientras que los hidratos de carbono se encontrarían en el filtro. Para favorecer la evaporación se colocó el filtro y el recipiente de cristal en una placa de calor y se aplicó nitrógeno gas (Fig. 3-11).

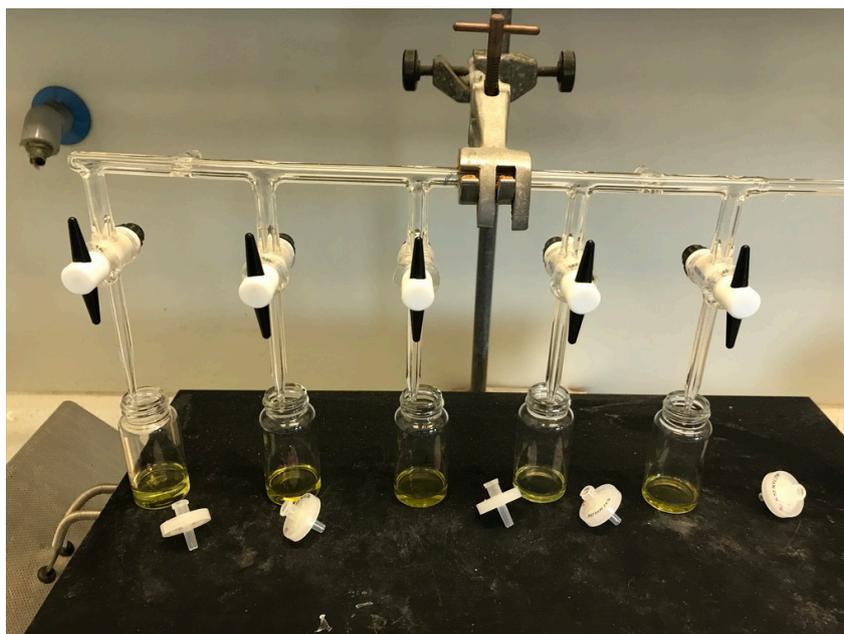


Figura 3-11. Ejemplo del sistema, mediante nitrógeno y placa de calor, empleado en la evaporación de los filtros y tubos.

Se sometió a los filtros y recipientes a varios pesajes hasta que se observó que el peso se había estabilizado, se empleó para ello una balanza Sartorius CP225D. Esta aparato con una resolución 0,01 mg, nos permitió determinar con mayor exactitud ( $\pm 0,005$  mg) las variaciones en el peso.

### 3.10.3. Cuantificación del contenido en lípidos e hidratos de carbono

Finalmente, con el peso inicial y final de los filtros y la cantidad exacta de materia añadida se calculó el contenido de lípidos e hidratos de carbono, tal y como muestran las ecuaciones 5 y 6.

$$\%Lipidos = 100 \times \frac{\text{Peso filtro final (mg)} - \text{Peso filtro inicial(mg)}}{\text{Materia añadida (mg)}} \quad [5]$$

$$\%Hidratos\ de\ carbono = 100 \times \frac{\text{Peso tubo final (mg)} - \text{Peso tubo inicial(mg)}}{\text{Materia añadida (mg)}} \quad [6]$$

#### **3.10.4. Modificación del método empleado**

Como se ha dicho con anterioridad (apartado 3.10.2), la muestra conservada debía ser utilizada no sólo para la cuantificación de lípidos e hidratos de carbono, sino también para la identificación de los posibles antibióticos que contenían las plantas (determinación a realizar por los investigadores del IDAEA-CSIC), y que no se consideran en este trabajo. Este hecho, junto a la baja cantidad de materia conservada de algunas lechugas, provocó que la muestra que se podía emplear en la extracción fuera sólo de 1000 mg mientras que en el método en el que nos basábamos se empleaban entre 3000 y 5000 mg. Así pues, fue necesario reducir la cantidad de disolvente utilizado, de 15 a 5 mL. Al tener menor cantidad de materia vegetal nos permitió reducir el tiempo necesario hasta la estabilización de 24 a 6 h, aumentando la eficiencia del proceso.

#### **3.11. Tratamiento estadístico**

Se realizó el análisis de variancia (ANOVA) para los resultados obtenidos, no solo de la biomasa seca y fresca, sino también del número de clorofilas, la humedad, el contenido de lípidos e hidratos de carbono, la cantidad de agua drenada y el número de hojas y la longitud de la hoja más larga el día de la recogida. El análisis de variancia tenía un nivel de significación del 5 %. Cuando se detectaban diferencias significativas ( $p \leq 0,05$ ) se llevo a cabo un test LSD, que agrupaba los resultados según las similitudes.

Todo el tratamiento estadístico se realizó con el programa R.

## RESULTADOS

---

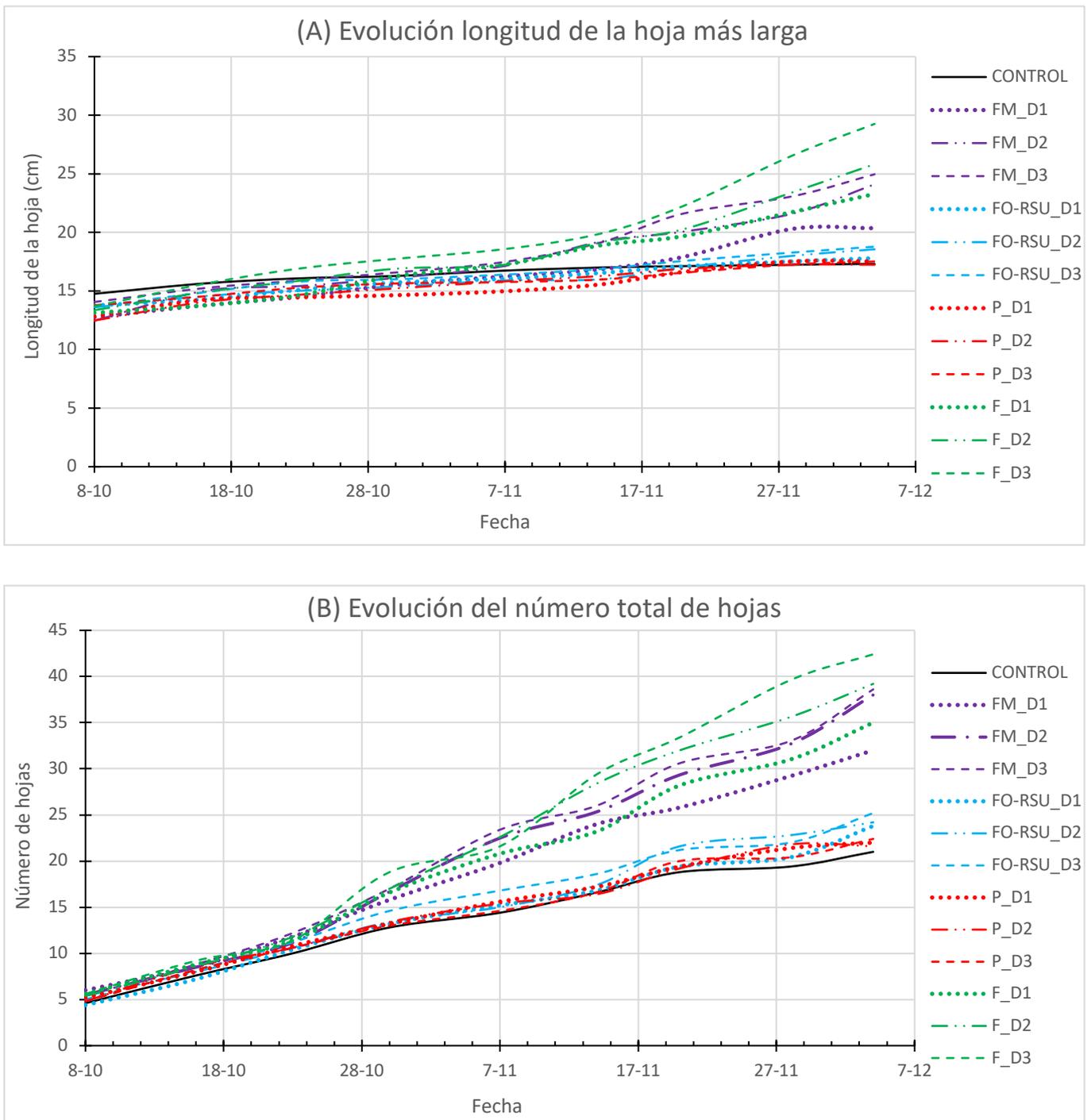


## 4. Resultados

### 4.1. Crecimiento vegetal

#### 4.1.1. Longitud de hoja y número total de hojas

Como se explica en el apartado 3.7 de esta memoria a lo largo del proceso de crecimiento en invernadero se llevó a cabo un seguimiento semanal del crecimiento de las plantas, que nos permitió conocer cuál fue la evolución del número de hojas y la longitud de la hoja más larga (Fig. 4-1). Las gráficas de crecimiento resultantes nos indican que, aproximadamente, a partir de la segunda semana de cultivo se empiezan a ver cierta diferenciación aparente entre tratamientos, en la evolución del número de hojas, siendo en la cuarta semana cuando se denotan cambios en el ritmo de desarrollo de la hoja más larga. En la cuantificación de dichas variables siempre se observa, a partir de las fechas indicadas, que las plantas sometidas a tratamientos con fango y mineral mostraban un mayor desarrollo que las plantas control y las fertilizadas con purín deshidratado y fracción orgánica de residuo sólido urbano. Más concretamente, destaca el crecimiento de las plantas fertilizadas con fango deshidratado en dosis 3 (D3: 200 UF) desde un momento de desarrollo temprano. No obstante, cabe recordar que no se ha hecho el tratamiento estadístico hasta el último control.



En las figuras 4-2 y 4-3 se muestran los valores promedios y desviaciones estándar de los resultados correspondientes al último día de control. El análisis estadístico muestra diferencias significativas de estas variables según el fertilizante aplicado. Los fangos producen plantas más desarrolladas que las plantas control o las fertilizadas con FO-RSU o purines, pero no muestra diferencia con las plantas fertilizadas con mineral. En cambio, estas últimas sólo son distintas al control y al purín. No se observan diferencias entre las plantas control, o las fertilizadas con FO-RSU y purín deshidratado.

El tratamiento estadístico global según la dosis aplicada no aporta información destacable ya que no se observan diferencias entre dosis por ser el rango demasiado amplio.

El análisis estadístico (Tabla 4-1) realizado entre todos los tratamientos (control, fertilizantes y dosis) reitera que las plantas que presentan más hojas y con una mayor longitud de hoja más larga son las tratadas con fango a dosis 3 (200 UF), siendo las plantas control y las correspondientes a los tratamientos con purín y FO-RSU, para todas las dosis, las menos desarrolladas en estos parámetros. No obstante, hay que señalar que las lechugas fertilizadas con FO-RSU a D2 (100 UF) y D3 (200 UF) no presentan diferencias a las tratadas con abono mineral D1. También cabe destacar el comportamiento de las plantas crecidas con fango D1 (50 UF) y D2 (100 UF), que presentan valores superiores al resto de tratamiento, a excepción de fango D3 (200 UF) (con crecimiento superior) y fertilizante mineral D2 (100 UF) y D3 (200 UF) (al que son iguales).

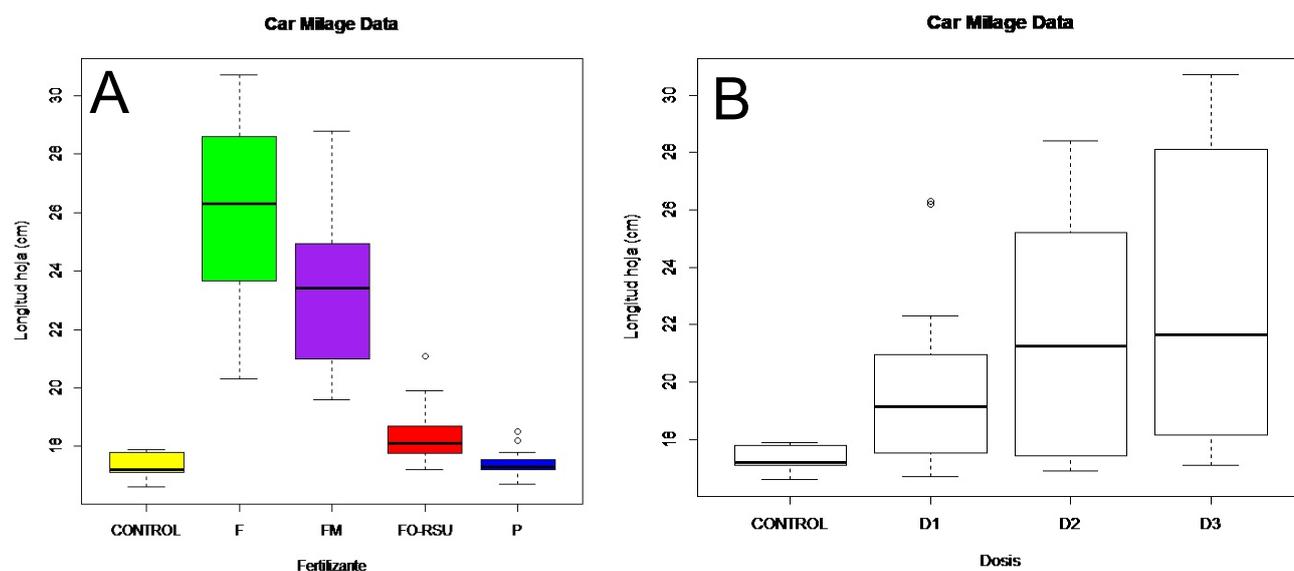


Figura 4-2. Diagramas de caja de la longitud de la hoja más larga según fertilizante (A) y dosis (B) con un nivel de significancia del 5%. (FM: fertilizante mineral, FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, P: purines de cerdo deshidratados, F: fangos de depuradora deshidratados, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (UF: unidades fertilizantes (kg N/ha)).

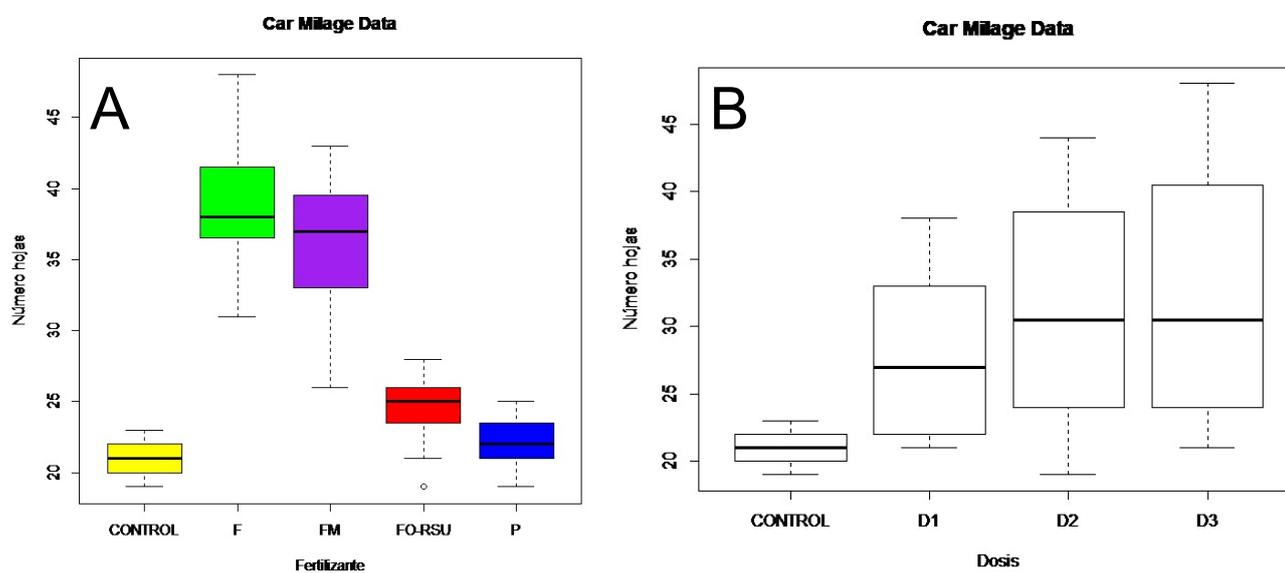


Figura 4-3. Diagramas del número total de hojas según fertilizante (A) y dosis (B) con un nivel de significancia del 5%. (FM: fertilizante mineral, FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, P: purines de cerdo deshidratados, F: fangos de depuradora deshidratados, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (UF: unidades fertilizantes (kg N/ha)).

Tabla 4-1. Resultados de la determinación de la longitud de la hoja más larga y el número total de hojas, con un nivel de significancia del 5%. (FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (UF: unidades fertilizantes (kg N/ha)) (Los promedios que contienen la misma letra no son significativamente diferentes).

Tratamiento	Longitud de la hoja más larga (cm)	Número total de hojas
Control	17,3 ± 0,5 e	21,0 ± 1,6 e
Fertilizante mineral D1	20,4 ± 0,8 d	32,0 ± 3,9 d
Fertilizante mineral D2	24,1 ± 2,5 bc	38,0 ± 4,0 bc
Fertilizante mineral D3	25,0 ± 2,2 bc	38,6 ± 2,3 bc
FO-RSU D1	17,8 ± 0,6 e	23,8 ± 2,8 e
FO-RSU D2	18,6 ± 1,5 de	24,2 ± 3,3 de
FO-RSU D3	18,8 ± 0,8 de	25,2 ± 0,8 de
Purín deshidratado D1	17,5 ± 0,7 e	22,0 ± 1,7 e
Purín deshidratado D2	17,2 ± 0,2 e	21,6 ± 2,3 e
Purín deshidratado D3	17,5 ± 0,5 e	22,4 ± 1,1 e
Fango deshidratado D1	23,3 ± 2,8 c	35,0 ± 2,9 c
Fango deshidratado D2	25,8 ± 2,4 b	39,2 ± 3,4 b
Fango deshidratado D3	29,3 ± 1,5 a	42,4 ± 4,0 a

#### 4.1.2. Biomasa final

La biomasa final evaluada corresponde sólo a la parte aérea de las plantas ensayadas.

En la tabla 4-2 y las figuras 4-4, 4-5 y 4-6 están recogidos los valores promedios y desviaciones estándar de los resultados de biomasa final y porcentaje de humedad.

El análisis estadístico de estos resultados en relación al tipo de fertilizante (Fig. 4-4 y 4-5) muestra diferencias significativas en la biomasa final, tanto en peso fresco como seco, y el porcentaje de humedad (Fig. 4-6). Los tratamientos con fangos y los minerales son los que han producido mayor biomasa fresca y seca. En cambio, al igual que en el caso del número total de hojas y la longitud de la hoja más larga (apartado 4.1.1), las dosis no presentan diferencias.

A continuación, se analizan y destacan los principales resultados de los distintos tratamientos según peso fresco o seco (Tabla 4-2).

##### a) Peso fresco

En lo referente al peso fresco, podemos destacar que los tratamientos con fangos y mineral a dosis alta (D3: 200 UF) han sido los que han producido mayor biomasa, seguidos de fertilizante mineral D2 (100 UF) y fango D2 (100 UF) (significativamente distintos entre ellos y el resto de tratamientos). Las plantas menos desarrolladas han sido las control y las crecidas con purín deshidratado y fracción orgánica estadísticamente iguales entre ellas, a excepción de las plantas control y abonadas con purín D1 (50 UF) que presentan menor peso fresco que las cultivadas con FO-RSU D3 (200 UF).

##### b) Peso seco

El análisis estadístico nos indica, al igual que en el peso seco, que existen diferencias entre tratamientos.

Estadísticamente, la mayor acumulación de biomasa seca se ha producido en fangos D3 (200 UF), seguida de fertilización mineral D3 (200 UF), dosis 2 (100 UF) de mineral y fangos (sin diferencias significativas entre estos dos tratamientos) y dosis 1 (50 UF) de estos mismos fertilizantes (también sin diferencias entre ellos). Las plantas menos desarrolladas



se han obtenido en control y tratamientos con purines y fracción orgánica, que no muestran diferencias entre ellos.

c) Humedad

En general, se observa que las plantas con menor contenido hídrico son las que menos se han desarrollado.

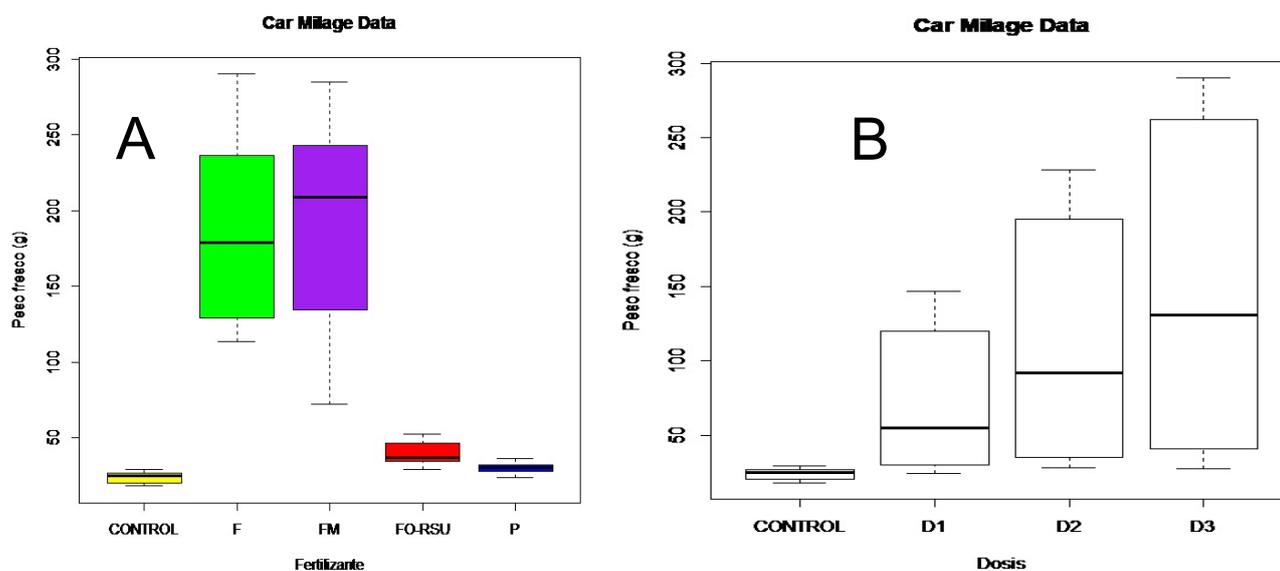


Figura 4-4. Diagramas de caja del peso fresco de las plantas según fertilizante (A) y dosis (B)), con un nivel de significancia del 5%. (FM: fertilizante mineral, FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, P: purines de cerdo deshidratados, F: fangos de depuradora deshidratados, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (UF: unidades fertilizantes (kg N/ha)).

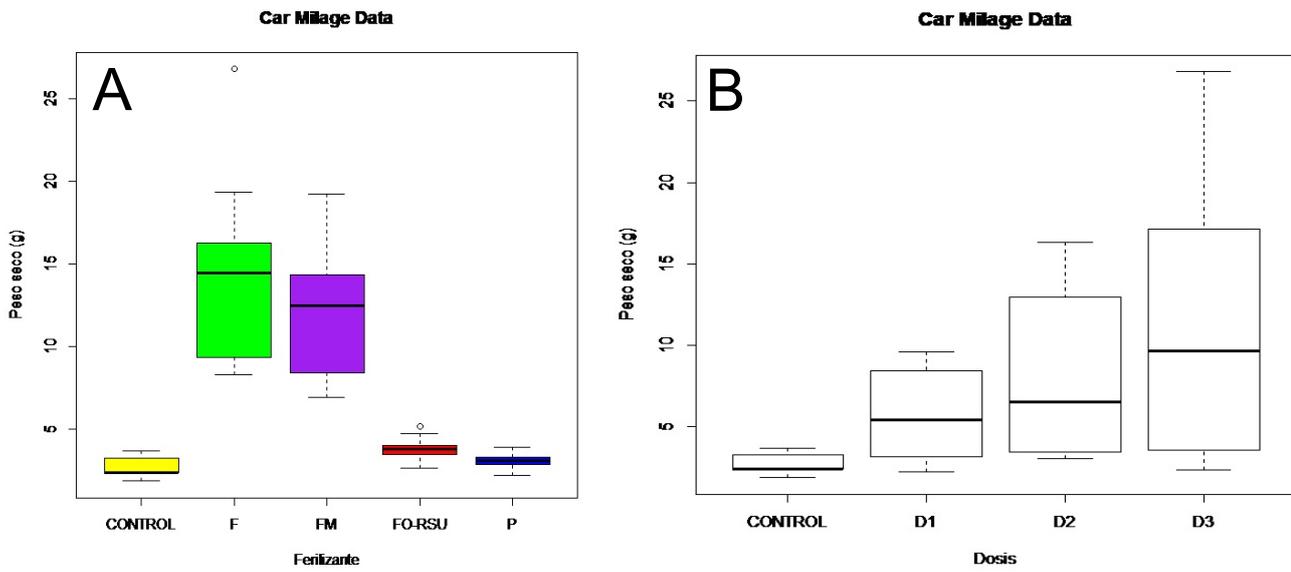


Figura 4-5. Diagramas del peso seco de las plantas según fertilizante (A) y dosis (B), con un nivel de significancia del 5%. (FM: fertilizante mineral, FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, P: purines de cerdo deshidratados, F: fangos de depuradora deshidratados, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (UF: unidades fertilizantes kg N/ha)).

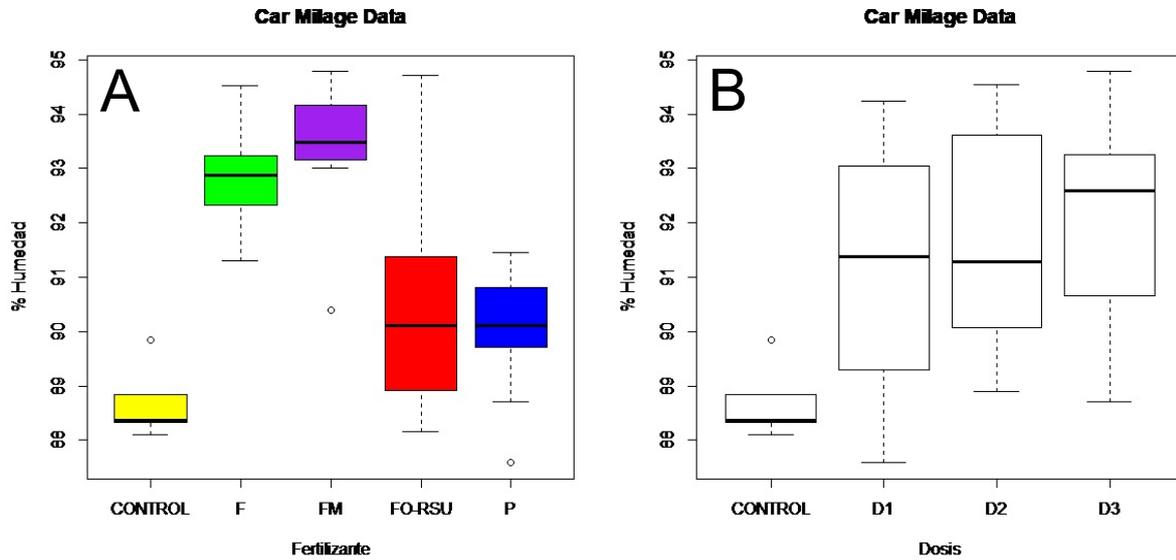


Figura 4-6. Diagramas del porcentaje de humedad de las plantas según fertilizante (A) y dosis (B), con un nivel de significancia del 5%. (FM: fertilizante mineral, FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, P: purines de cerdo deshidratados, F: fangos de depuradora deshidratados, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (UF: unidades fertilizantes (kg N/ha)).

Tabla 4-2. Resultados de la determinación de biomasa final y contenido de agua, con un nivel de significancia del 5%. (FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (Los promedios que contienen la misma letra no son significativamente diferentes) (UF: unidades fertilizantes (kg N/ha)).

Tratamiento	Peso fresco (g)	Peso seco (g)	Humedad (%)
Control	24,004 ± 4,603 f	2,7080 ± 0,7467 e	88,70 ± 0,70 e
Fertilizante mineral D1	113,228 ± 27,487 d	7,7200 ± 0,70031 d	92,89 ± 1,46 ab
Fertilizante mineral D2	212,702 ± 18,063 b	12,8092 ± 0,9533 c	93,83 ± 0,56 a
Fertilizante mineral D3	257,432 ± 28,956 a	16,3001 ± 2,4156 b	93,75 ± 0,80 a
FO-RSU D1	32,964 ± 3,168 ef	3,4435 ± 0,3930 e	89,37 ± 1,63 de
FO-RSU D2	38,108 ± 3,702 ef	3,7337 ± 0,2851 e	90,09 ± 0,86 de
FO-RSU D3	49,842 ± 3,166 e	4,1236 ± 0,9689 e	91,66 ± 1,89 bc
Purín deshidratado D1	27,574 ± 2,493 f	2,8153 ± 0,4873 e	89,80 ± 1,40 de
Purín deshidratado D2	31,558 ± 2,902 ef	3,3092 ± 0,3350 e	90,15 ± 0,68 d
Purín deshidratado D3	32,224 ± 3,191 ef	3,1090 ± 0,5261 e	90,39 ± 1,01 cd
Fango deshidratado D1	121,454 ± 7,927 d	9,1327 ± 0,5194 d	92,50 ± 0,68 ab
Fango deshidratado D2	177,242 ± 23,215 c	12,9174 ± 3,2968 c	92,77 ± 1,30 ab
Fango deshidratado D3	255,820 ± 24,813 a	19,2531 ± 4,4530 a	93,15 ± 0,81 a

## 4.2. Volumen de agua drenada

En la tabla 4-3 y la figura 4-7 se muestran los valores promedios y desviaciones estándar de la cantidad de agua drenada en la última fase de crecimiento (agua lixiviada en el último riego justo antes de la cosecha). Podemos observar que entre los tratamientos con fertilización mineral y con fangos deshidratados (plantas de mayor tamaño), y cuando la dosis aplicada (D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) es la misma, no existen diferencias significativas en la cantidad de agua drenada. También podemos destacar que no existen diferencias entre los tratamientos con purín de cerdo (en cualquiera de las dosis), con fracción orgánica-residuos sólidos urbanos D1 (50 UF) y D2 (100 UF) y control (plantas de menor tamaño). En general, se observa una tendencia a la disminución de la cantidad de agua drenada cuando se aumenta la dosis de fertilización. Rompe esta tendencia la fertilización con fracción orgánica-residuo sólido urbano, donde el agua drenada por las plantas en las que se aplicó la dosis 2 (D2: 100 UF) es superior a la de la dosis 1 (D1: 50 UF). En la tabla 4-3 se puede ver que en los tratamientos con fangos de depuradora a dosis 2 (D2: 100 UF) y 3 (D3: 200 UF) y fertilizante mineral a dosis 3 (D3: 200 UF) la desviación estándar es muy alta, llegando a ser superior al valor promedio. Esto puede deberse a la presencia de valores atípicos, prácticamente nulos o muy bajos, es decir que para estos tratamientos apenas se recogió agua de drenaje, sobre todo en del tratamiento D3, en comparación al resto de tratamientos.



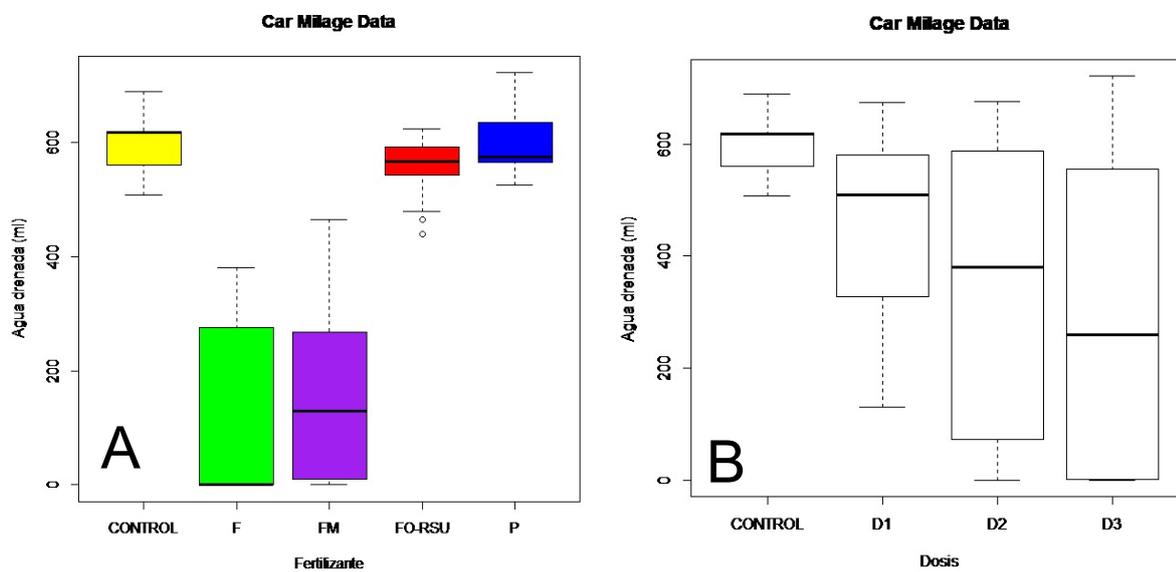


Figura 4-7. Diagramas de la cantidad de agua drenada según fertilizante (A) y dosis (B), con un nivel de significancia del 5% . (FM: fertilizante mineral, FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, P: purines de cerdo deshidratados, F: fangos de depuradora deshidratados, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (UF: unidades fertilizantes kg N/ha).

Tabla 4-3. Resultados de la cuantificación del agua drenada por la planta, con un nivel de significancia del 5%. (FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (UF: unidades fertilizantes (kg N/ha)) (Los promedios que contienen la misma letra no son significativamente diferentes).

Tratamiento	Agua drenada (mL)
Control	600 ± 70 a
Fertilizante mineral D1	330 ± 132 c
Fertilizante mineral D2	124 ± 110 d
Fertilizante mineral D3	20 ± 34 e
FO-RSU D1	574 ± 20 ab
FO-RSU D2	590 ± 38 ab
FO-RSU D3	504 ± 60 b
Purín deshidratado D1	612 ± 50 a
Purín deshidratado D2	590 ± 56 ab
Purín deshidratado D3	598 ± 72 a
Fango deshidratado D1	322 ± 50 c
Fango deshidratado D2	62 ± 88 de
Fango deshidratado D3	0,4 ± 0,4 e

## 4.3. Resultados en la determinación de clorofilas

### 4.3.1. Determinación del contenido de clorofilas según tratamiento

Los valores promedio y las desviaciones estándares de los resultados obtenidos para el contenido de clorofila a, clorofila b y clorofilas totales, según el tratamiento utilizado, están recogidos en las figuras 4-8 (efecto fertilizante), 4-9 (efecto dosis) y en la tabla 4-4 (efecto tratamiento).

El análisis estadístico considerando el conjunto de tipo de fertilizantes (Fig. 4-8) indica que no se observan diferencias entre ellos, para ningún tipo de clorofilas. No obstante, si se observa una tendencia positiva de mayor concentración de clorofila, en valores absolutos, en aquellos tratamientos que han permitido un mayor crecimiento vegetal (fertilizante mineral o de fango de depuradora), aumentando el número total de clorofilas y siendo especialmente elevado cuando se aplican las dosis 2 y 3. Tampoco se visualizan diferencias entre las dosis de nitrógeno utilizadas (Fig. 4-9), tan solo es observable una tendencia a una mayor concentración a dosis elevadas (D2 : 100 UF y D3: 200 UF).

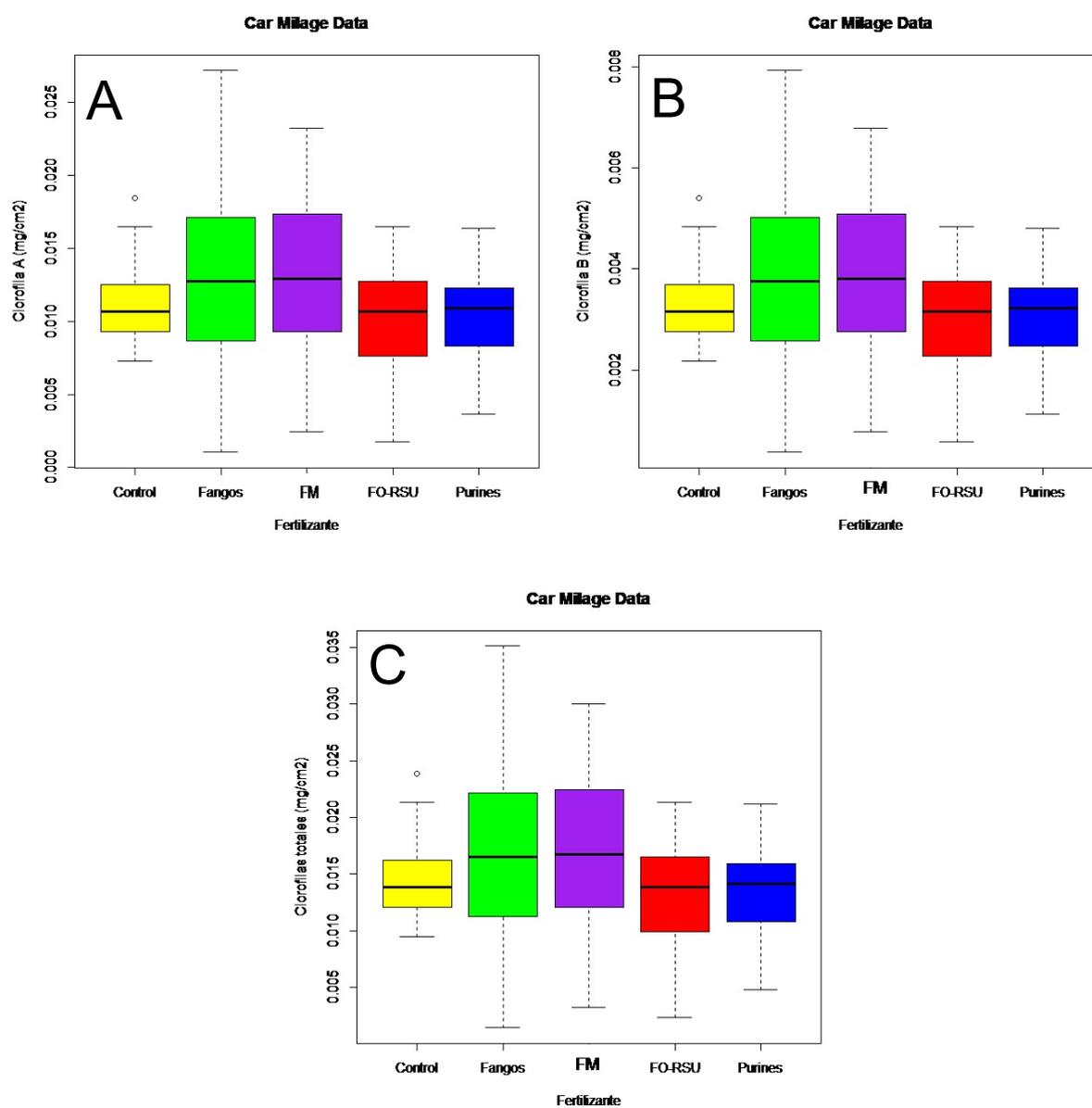


Figura 4-8. Diagramas del contenido de clorofila A (A), clorofila B (B) y clorofilas totales (C) (mg/cm<sup>2</sup>) según fertilizante, con un nivel de significancia del 5%. (FM: fertilizante mineral, FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, P: purines de cerdo deshidratados, F: fangos de depuradora deshidratados, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (UF: unidades fertilizantes (kg N/ha)).

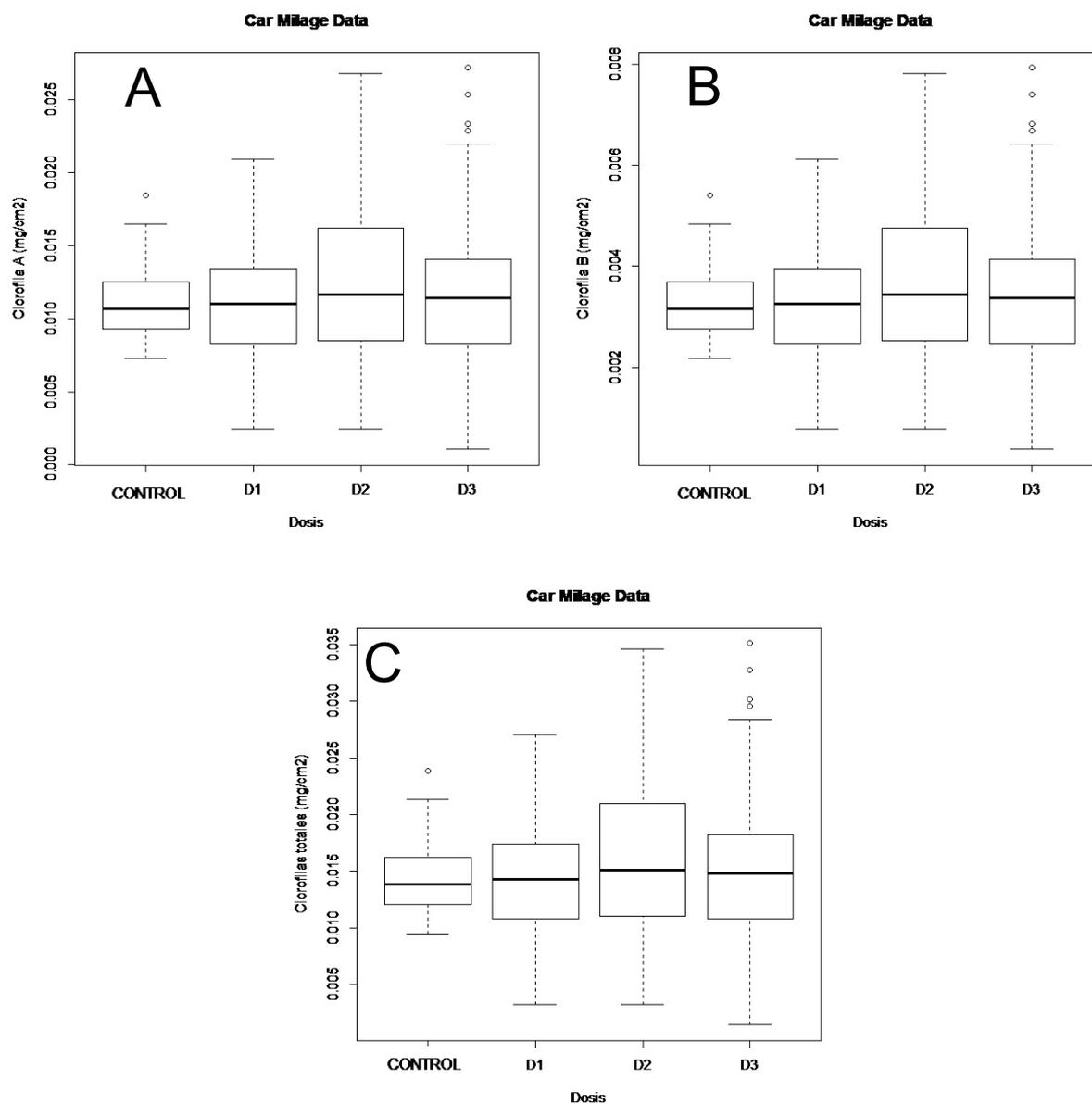


Figura 4-9. Diagramas del contenido de clorofila A (A), clorofila B (B) y clorofilas totales (C) (mg/cm<sup>2</sup>) según dosis, con un nivel de significancia del 5%. (FM: fertilizante mineral, FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, P: purines de cerdo deshidratados, F: fangos de depuradora deshidratados, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (UF: unidades fertilizantes (kg N/ha)).

Según el tratamiento establecido se observa que los valores más elevados de clorofilas (a, b y totales) se han cuantificado en las plantas crecidas con fango y abono mineral a dosis altas (D2: 100 UF y D3: 200 UF). No obstante, las clorofilas formadas en las plantas desarrolladas con fertilización mineral D1 no son inferiores a las medidas en fango (D3: 200 UF) y abono mineral (D2: 100 UF y D3: 200 UF).

Una vez más se reafirma que no existen diferencias significativas entre el tratamiento control y la fertilización con purín deshidratado y FO-RSU (para ninguna de las dosis empleadas [D1: 50 UF; D2:100 UF; D3: 200 UF] en el ensayo). Además, no se observan diferencias entre el contenido de clorofilas del tratamiento control con el de las plantas fertilizadas con fertilizante mineral a dosis baja.

Tabla 4-4. Resultados de la determinación total de clorofilas según el tratamiento utilizado, con un nivel de significancia del 5%. (FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (Los promedios que contienen la misma letra no son significativamente diferentes) (UF: unidades fertilizantes (kg N/ha)).

Tratamiento	Clorofila A (mg/cm <sup>2</sup> )	Clorofila B (mg/cm <sup>2</sup> )	Clorofilas Totales (mg/cm <sup>2</sup> )
Control	0,011 ± 0,003 cd	0,003 ± 0,001 cd	0,015 ± 0,003 cd
Fertilizante mineral D1	0,013 ± 0,005 bc	0,004 ± 0,001 bc	0,016 ± 0,006 bc
Fertilizante mineral D2	0,014 ± 0,006 ab	0,004 ± 0,002 ab	0,018 ± 0,007 ab
Fertilizante mineral D3	0,013 ± 0,005 ab	0,004 ± 0,001 ab	0,017 ± 0,007 ab
FO-RSU D1	0,011 ± 0,003 d	0,003 ± 0,001 d	0,014 ± 0,003 d
FO-RSU D2	0,010 ± 0,004 d	0,003 ± 0,001 d	0,013 ± 0,005 d
FO-RSU D3	0,010 ± 0,003 d	0,003 ± 0,001 d	0,013 ± 0,041 d
Purín deshidratado D1	0,010 ± 0,003 d	0,001 ± 0,003 d	0,013 ± 0,003 d
Purín deshidratado D2	0,011 ± 0,003 d	0,001 ± 0,003 d	0,014 ± 0,003 d
Purín deshidratado D3	0,011 ± 0,003 d	0,001 ± 0,003 d	0,013 ± 0,003 d
Fango deshidratado D1	0,011 ± 0,004 cd	0,003 ± 0,001 cd	0,014 ± 0,005 cd
Fango deshidratado D2	0,014 ± 0,006 a	0,004 ± 0,001 a	0,019 ± 0,008 a
Fango deshidratado D3	0,013 ± 0,005 ab	0,004 ± 0,001 ab	0,017 ± 0,008 ab



El análisis estadístico del contenido de clorofilas indica que existen diferencias significativas entre tratamientos. La fertilización con fango D2 (100 UF) es el tratamiento con mayor concentración de los diversos tipos de clorofilas, cuyos resultados no son distintos de los obtenidos en las plantas tratadas con este mismo fertilizante a dosis D3 (200 UF) ni con las dosis 2 (100 UF) y 3 (200 UF) del fertilizante mineral. Sin embargo, si existen diferencias entre dichas concentraciones de clorofilas (A, B y totales) y la que presentan las plantas control y las crecidas bajo los tratamientos formulados con purín deshidratado y FO-RSU (a todas las dosis) y con fango y mineral D1 (50 UF), cuyos valores no presentan diferencias entre si.

#### **4.3.2. Determinación del contenido de clorofilas por posición de hoja en la planta y tipo de fertilizante**

El análisis estadístico global del contenido de clorofilas según la posición de la hoja (exterior, medio e interior) no muestra diferencias significativas el nivel externo y el medio, aunque se puede observar, que en general y para todos los tipos de clorofilas, los valores absolutos de la concentración de estos pigmentos son superiores cuando las hojas se encuentran en el nivel exterior. Las hojas situadas en el nivel interior son las que menor proporción presentan, y los resultados son significativamente diferentes a los obtenidos en los otros niveles (Fig. 4-10).

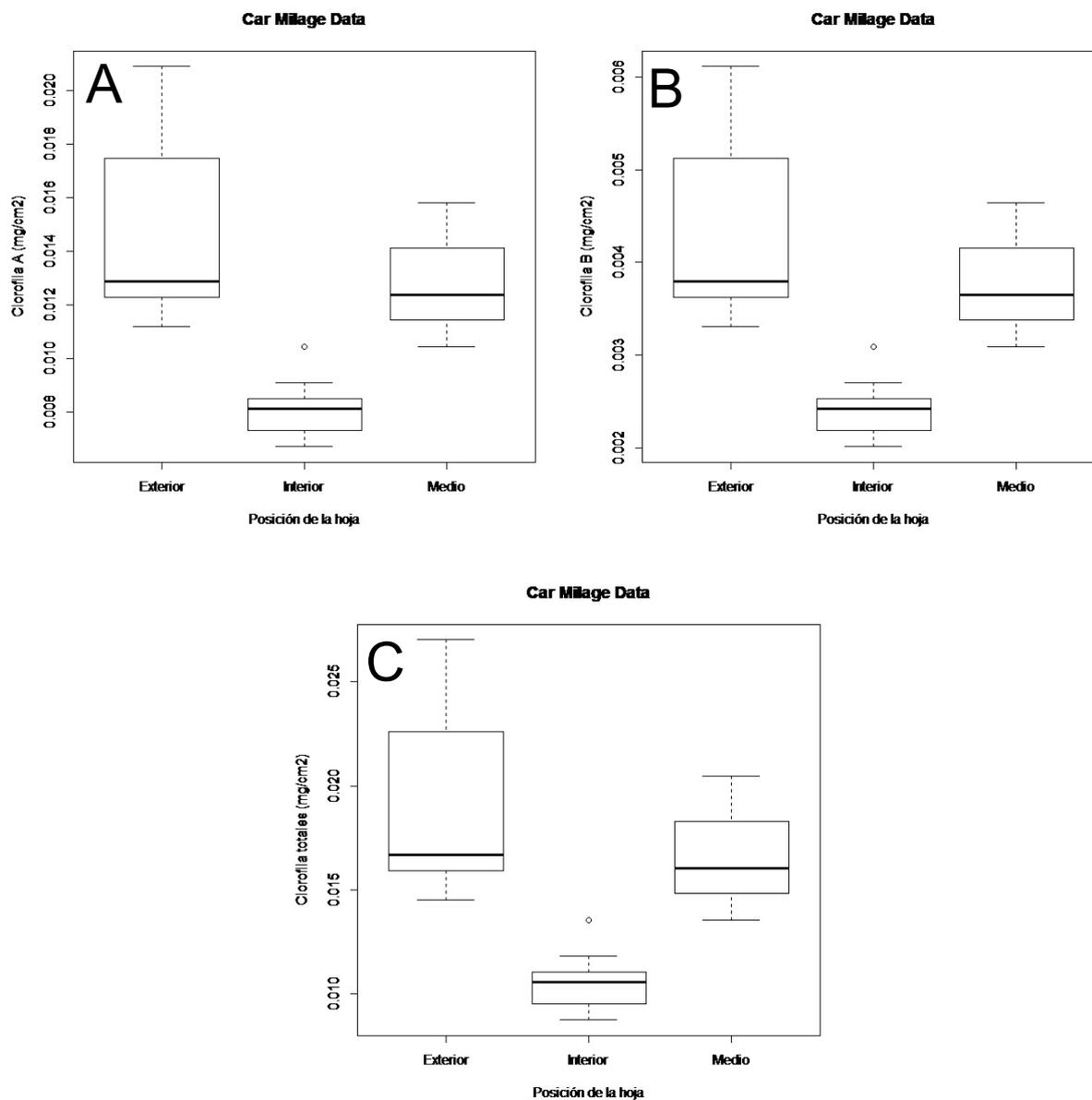


Figura 4-10. Diagramas de clorofila A (A), clorofila B (B) y clorofilas totales (C) (mg/cm<sup>2</sup>) según nivel de hoja, con un nivel de significancia del 5%. (FM: fertilizante mineral, FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, P: purines de cerdo deshidratados, F: fangos de depuradora deshidratados; E: exterior, I: interior, M: medio).

Los valores más altos en la concentración de clorofilas A, B y totales se han obtenido en los tratamientos con fertilizante mineral o fango deshidratado, cuyos valores no son diferentes entre si. Podemos destacar que en el caso del tratamiento control el promedio del contenido, de todos los tipos de clorofilas, a nivel medio es mayor que en el exterior, aunque el análisis estadístico no muestra diferencias significativas entre ambos niveles. También podemos destacar que no existen diferencias significativas en los resultados obtenidos para el nivel interior cuando ha existido fertilización, es decir, el contenido en clorofilas, cuando la hoja se encuentra en este nivel de posición, puede considerarse igual para todos los fertilizantes.

Tabla 4-5. Resultados de la determinación de clorofila A según nivel de hoja y fertilizante utilizado, con un nivel de significancia del 5%. (FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos) (Los promedios que contienen la misma letra no son significativamente diferentes).

Fertilizante	Clorofila A (mg/cm <sup>2</sup> )		
	Exterior	Medio	Interior
Control	0,011 ± 0,00 de	0,013 ± 0,002 bcd	0,010 ± 0,001 def
Fertilizante mineral	0,018 ± 0,002 a	0,015 ± 0,001 b	0,009 ± 0,001 ef
FO-RSU	0,013 ± 0,001 bcd	0,011 ± 0,001 d	0,008 ± 0,001 f
Purín deshidratado	0,012 ± 0,001 cd	0,011 ± 0,001 cd	0,008 ± 0,001 f
Fango deshidratado	0,019 ± 0,003 a	0,014 ± 0,002 bc	0,001 ± 0,003 f

Tabla 4-6. Resultados de la determinación total de clorofila B según nivel de hoja y fertilizante utilizado, con un nivel de significancia del 5%. (FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos) (Los promedios que contienen la misma letra no son significativamente diferentes).

Fertilizante	Clorofila B (mg/cm <sup>2</sup> )		
	Exterior	Medio	Interior
Control	0,003 ± 0,007 de	0,004 ± 0,004 bcd	0,003 ± 0,007 def
Fertilizante mineral	0,005 ± 0,001 a	0,004 ± 0,001 b	0,003 ± 0,001 ef
FO-RSU	0,004 ± 0,001 bcd	0,003 ± 0,001 d	0,002 ± 0,001 f
Purín deshidratado	0,004 ± 0,001 cd	0,003 ± 0,001 cd	0,002 ± 0,001 f
Fango deshidratado	0,006 ± 0,001 a	0,004 ± 0,001 bc	0,002 ± 0,001 f

Tabla 4-7. Resultados de la determinación total de clorofilas según nivel de hoja y fertilizante utilizado, con un nivel de significancia del 5%. (FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos) (Los promedios que contienen la misma letra no son significativamente diferentes).

Fertilizante	Clorofilas Totales (mg/cm <sup>2</sup> )		
	Exterior	Medio	Interior
Control	0,014 ± 0,003 de	0,017 ± 0,003 bcd	0,014 ± 0,002 def
Fertilizante mineral	0,023 ± 0,001 a	0,019 ± 0,001 b	0,011 ± 0,001 ef
FO-RSU	0,016 ± 0,001 bcd	0,014 ± 0,002 d	0,010 ± 0,001 f
Purín deshidratado	0,015 ± 0,001 cd	0,015 ± 0,001 cd	0,010 ± 0,001 f
Fango deshidratado	0,024 ± 0,004 a	0,017 ± 0,003 bc	0,010 ± 0,001 f



#### **4.4. Resultados en la cuantificación de lípidos e hidratos de carbono**

En las figuras 4-11 y 4-12 podemos observar los resultados de los valores promedios y desviaciones estándares del contenido en lípidos e hidratos de carbono según tipo de abono o dosis aplicada. El análisis estadístico de los resultados de estas variables muestra que no existen diferencias significativas en el contenido en lípidos e hidratos de carbono. No obstante, el análisis estadístico teniendo en cuenta todos los tratamientos si indica que existen diferencias entre ellos (Tabla 4-8).

Para la variable lípidos, el tratamiento de fango deshidratado D3 (200 UF) es el que presenta mayor contenido, seguido de fertilización mineral D3 (200 UF) y D2 (100 UF). No obstante, este último tratamiento no es distinto de fertilizante mineral D1 (50 UF) y fango D2 (100 UF).

En lo referente al contenido en hidratos de carbono según tratamiento aplicado, no se observa una tendencia clara de aumento en el porcentaje de los mismos en función de la dosis o fertilizante utilizado.

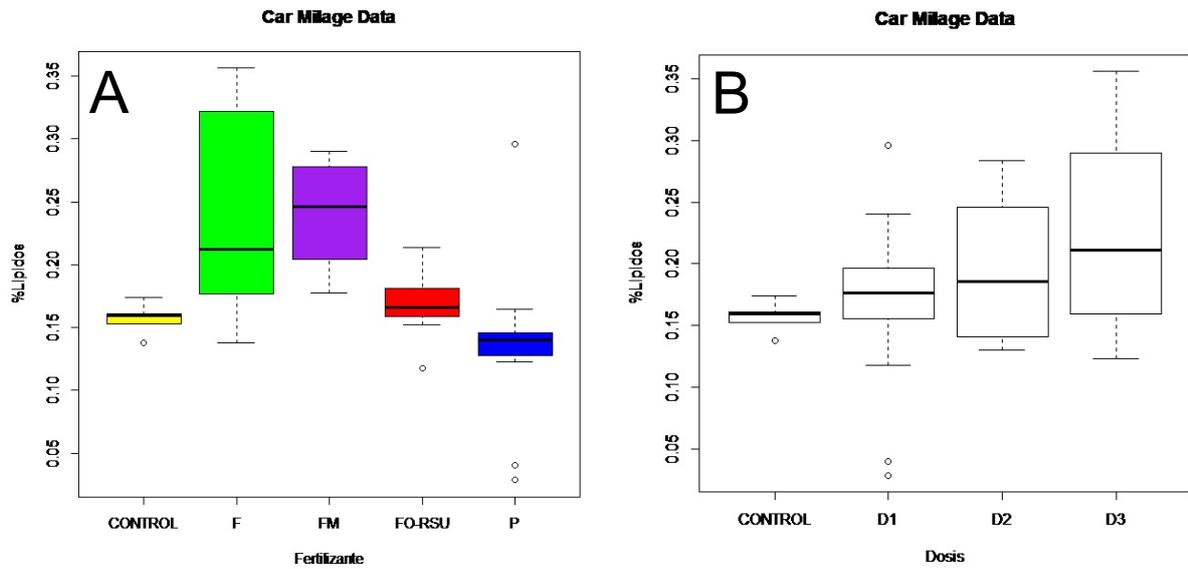


Figura 4-11. Diagramas del contenido en lípidos según fertilizante (A) y dosis (B), con un nivel de significancia del 5%. (FM: fertilizante mineral, FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, P: purines de cerdo deshidratados, F: fangos de depuradora deshidratados, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (UF: unidades fertilizantes (kg N/ha)).

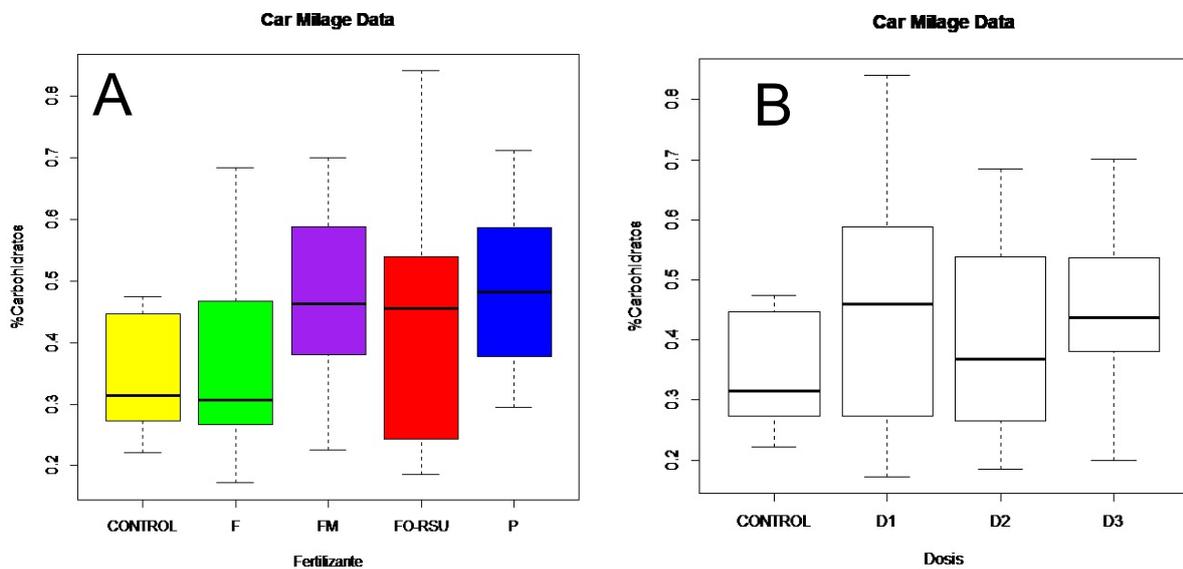


Figura 4-12. Diagramas del contenido en hidratos de carbono según fertilizante (A) y dosis (B), con un nivel de significancia del 5%. (FM: fertilizante mineral, FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, P: purines de cerdo deshidratados, F: fangos de depuradora deshidratados, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (UF: unidades fertilizantes (kg N/ha)).

Tabla 4-8. Resultados del contenido de lípidos e hidratos de carbono según tratamiento, con un nivel de significancia del 5%. (FO-RSU: Fracción orgánica-residuos sólidos urbanos, D1: 50 UF; D2: 100 UF; D3: 200 UF) (UF: unidades fertilizantes kg N/ha) (Los promedios que contienen la misma letra no son significativamente diferentes).

Tratamiento	% Lípidos	% Hidratos de Carbono
Control	0,157 ± 0,013 def	0,346 ± 0,110 bcd
Fertilizante mineral D1	0,203 ± 0,023 cd	0,582 ± 0,012 a
Fertilizante mineral D2	0,253 ± 0,025 bc	0,342 ± 0,130 bcd
Fertilizante mineral D3	0,267 ± 0,038 b	0,506 ± 0,150 ab
FO-RSU D1	0,150 ± 0,023 ef	0,499 ± 0,221 abc
FO-RSU D2	0,179 ± 0,014 def	0,401 ± 0,208 abcd
FO-RSU D3	0,181 ± 0,024 def	0,329 ± 0,143 bcd
Purín deshidratado D1	0,131 ± 0,109 ef	0,535 ± 0,163 ab
Purín deshidratado D2	0,138 ± 0,008 ef	0,489 ± 0,154 abc
Purín deshidratado D3	0,142 ± 0,015 ef	0,451 ± 0,112 abc
Fango deshidratado D1	0,187 ± 0,015 de	0,225 ± 0,056 cd
Fango deshidratado D2	0,203 ± 0,046 cd	0,311 ± 0,050 c
Fango deshidratado D3	0,340 ± 0,015 a	0,536 ± 0,109 ab

## DISCUSIÓN

---



## 5. Discusión

A pesar de que para todos los tipos de fertilizantes ensayados las dosis utilizadas de nitrógeno se han formulado teniendo en cuenta las mismas unidades fertilizantes (D1: 50 UF, D2: 100 o D3: 200 UF de N) se han obtenidos resultados significativamente diferentes para muchas variables analizadas para una misma dosis de nitrógeno. En ningún caso la dosis D3 (200 UF) para un mismo fertilizante ha representado una disminución del crecimiento ni del peso de las lechugas. Esto significa que la dosis D3 (200 UF) (doble aportación de nitrógeno que el necesario) no ha sobrepasado una dosis perjudicial para el cultivo. Dosis superiores a las necesarias pueden provocar una disminución en el crecimiento de la planta (Pierre y Banwart, 1973; Tempesta et al., 2019). La dosis más baja de abonado (D1: 150 UF) ha representado una disminución en varias de las variables estudiadas. El nitrógeno es requerido por las plantas en grandes cantidades, y si a los cultivos no se les suministra suficiente N sus rendimientos disminuyen de manera notable (Biemond y Vos, 1992; Lantzke, 2015).

Consideramos que las deficiencias en el desarrollo de la planta y la formación de clorofilas, azúcares y lípidos sólo son atribuibles, en nuestro ensayo, a la carencia de N en alguno de los tratamientos, ya que el suelo utilizado aportaba suficiente contenido en fósforo y potasio. Alcolea et al., (1999), también observó diferencias en la producción hortícola en función de la disponibilidad de nitrógeno.

Se ha cuantificado un crecimiento vegetal distinto entre las plantas abonadas con purines deshidratados y FO-RSU y las tratadas con abono mineral o fangos. Las plantas desarrolladas con el primer grupo de tratamientos han mostrado un crecimiento deficiente (similar al control) y una menor concentración de clorofilas y lípidos. Consideramos que este resultado podría ser atribuible a que el nitrógeno presente en dichos materiales no se encontraba en estado fácilmente asimilable para el cultivo. El contenido en nitrógeno en este tipo de productos es, principalmente, orgánico y no amoniacal (Urquiaga y Zapata, 2000), lo que sumado al corto ciclo agrícola de la lechuga y la posible baja tasa de mineralización no han permitido que el nitrógeno estuviera disponible para nuestro cultivo de lechuga. La falta de sincronización entre la mineralización del nitrógeno y su demanda supone un reto en las estrategias de cultivo con fertilización orgánica (Pang y Letey, 2000), pues se ha observado que el aporte de nitrógeno afecta en gran medida al crecimiento del

cultivo y tiene influencia en el proceso fotosintético (Farhangi-Abriz y Torabian, 2018). Queremos destacar que el FO-RSU utilizado era un producto posiblemente demasiado compostado para ser utilizado como abono nitrogenado y prueba de ello son nuestros resultados. Alcolea et al., (1999) observó, para un compost de la misma procedencia que el nuestro, que la liberación de N era inferior a lo esperado. No obstante, hay autores que han encontrado un buen resultado en el cultivo de lechuga abonando con este tipo de fertilizante, siempre y cuando la dosis utilizada fuera equivalente a 100 T/ha (Olfati et al., 2009), es decir unas 25 veces superior a las dosis utilizadas en este ensayo. También se ha observado un aumento en el rendimiento de otros cultivos hortícolas de ciclo corto como el maíz dulce (*Zea mays L.*), la patata (*Solanum tuberosum L.*), la col china (*Brassica camoestrís ssp. pekinensis*) o el pimiento verde (*Capsicum annuum L.*) (Bazzoffi et al., 1998; Mkhabela y Warman, 2005; Peyvast y Abbassi, 2006; Peyvast et al., 2007)

En el caso del purín, al no tratarse de un purín húmedo sino deshidratado, la fracción de nitrógeno fácilmente disponible no estaba contenida en dicha fracción seca. Por consiguiente, el purín deshidratado no debería ser considerado como un buen fertilizante nitrogenado al menos, en su incorporación al suelo a corto plazo.

En general, los resultados obtenidos nos indican que los tratamientos que han permitido un mayor crecimiento han sido los realizados con fangos y abono mineral a dosis media y elevada de nitrógeno (D2: 100 UF y D3: 200 UF). Son muchos los autores que consideran el fango como una importante fuente de nitrógeno (Sims y Pierzynski, 2000; Martínez et al., 2003; Shober et al., 2003; Walter et al., 2006). No obstante, el hecho de que las lechugas desarrolladas con fango deshidratado D3 (200 UF) presenten mayor peso seco, para una misma dotación nitrogenada que el abono mineral, podría ser debido a la composición orgánica de los fangos en relación a la presencia de contaminantes orgánicos emergentes. En este TFG no se contempla la determinación de dichos contaminantes, pero éstos sí serán determinados en el transcurso del proyecto AGL2017-89518-R. A pesar de que en el momento de escribir esta memoria no se conoce la cuantificación de estos xenobióticos, trabajos previos realizados por el mismo grupo investigador del proyecto en condiciones de "in vitro" indicaron que ciertos contaminantes orgánicos de este tipo pueden presentar posibles efectos similares a los reguladores de crecimiento vegetal (Calderón-Preciado et al., 2012; Aguilar, 2013) lo que podría haber influido en este mayor crecimiento. Otros estudios también han mostrado que la aplicación de cantidades apropiadas de fango

provocan un crecimiento propicio de los cultivos (Rrong et al., 2016) y que, además, su uso puede mejorar significativamente el pH y fertilidad del suelo, llegando a superar el efecto causado por fertilizantes minerales con el mismo contenido de nutrientes (Mo et al., 1997).

A pesar de que las dosis y momentos de riego fueron los mismos, los valores de contenidos hídricos de las hojas más bajas se han obtenido en las lechugas menos desarrolladas (control y tratamientos con purines y FO-RSU) lo que puede relacionarse con el menor tamaño y número de hojas y a un posible estrés hídrico por falta de abonado nitrogenado (Khan et al., 1994). En los recipientes donde se recogían los drenajes siempre se observó una mayor cantidad de agua lixiviada en estos tratamientos. Para una misma dosis de riego la cantidad de agua drenada puede ser un reflejo del crecimiento del material vegetal, pues cuanto mayor es el tamaño de las plantas mayor es su transpiración y la cantidad de vapor de agua trasferida al aire y, por tanto, menor la cantidad de agua drenada.

Igualmente, las plantas con mayor contenido en clorofilas fueron aquellas en las que el crecimiento fue superior (tratamientos con fangos o FO-RSU). Varios autores han obtenido también para lechuga, valores de clorofila a y b similares a los nuestros (Calatayud y Barreno, 2004; Fu et al., 2017; Chen y Yang, 2018; Bulgari et al., 2019). Además, Nadal (2015) encontró, para la misma variedad de lechuga que la utilizada en nuestro ensayo, una misma cuantificación de clorofilas según ubicación de las hojas en la planta (interiores, medias y exteriores).

En distintos estudios se ha mostrado que existe cierta influencia entre el nivel de nitrógeno y el contenido de clorofilas (Evans, 1982), sugiriendo una correlación positiva entre ellos (Yu-Kui et al., 2009; Rambo et al., 2010). A pesar de que en nuestro ensayo no se ha valorado el nitrógeno en planta, podemos deducir en relación a las dosis de N suministradas y a la formación de clorofilas, que a más clorofilas más acumulación de N en nuestro cultivo.

La tendencia observada en nuestro ensayo en la cuantificación de lípidos indica que, en general, cuando aumenta la dosis nitrogenada es mayor la formación de lípidos. Para esta variable también se encuentra que la mayor formación de lípidos se obtiene a dosis alta con fango deshidratado. Margenat et al., (2018) obtuvieron para la misma variedad de lechuga concentraciones de lípidos similares a las nuestras y además observaron que las plantas regadas con aguas que contenían efluentes de depuradora presentaban valores

más elevados de lípidos, aunque en su caso no era significativo. En general, las especies hortícolas presentan contenidos lipídicos similares a los obtenidos en nuestro ensayo (Chen y Yang, 2018) y plántulas recién germinadas valores concentraciones más bajas (Li et al., 2005).

El comportamiento de los resultados obtenidos en la determinación de hidratos de carbono no nos permite poder precisar una tendencia clara al respecto. Las concentraciones obtenidas en nuestro ensayo son muy inferiores a las obtenidas por otros autores para lechuga (Knecht y O'Leary, 1983; Chen y Yang, 2018; Margenat et al., 2018). Posiblemente la causa de esta gran diferencia y disparidad de resultados sea debida a una falta de material vegetal en la determinación de los mismos.



## CONCLUSIONES

---

## 6. Conclusiones

Las principales conclusiones de este trabajo son:

- El tipo de abono utilizado en la fertilización del cultivo ha afectado al desarrollo del crecimiento vegetal del cultivo. Tanto en la cantidad de biomasa aérea, como en la longitud de la hoja más larga, el número de hojas y el contenido hídrico.
- El crecimiento vegetal del cultivo es superior cuando la planta es tratada con fango de depuradora deshidratado o fertilizante mineral, siendo especialmente bueno cuando la cantidad de nitrógeno aportada es media o elevada (D2: 100 UF; D3: 200 UF).
- El contenido de clorofilas (A, B y totales) se ve aumentado cuando la planta es fertilizada con fango deshidratado o fertilizante mineral. El abonado con purín de cerdo deshidratado y fracción orgánica de residuo sólido urbano no tiene efecto en la concentración de estos pigmentos, que no presenta diferencias con respecto la de plantas no tratadas.
- El porcentaje de lípidos presente en la planta se ha visto influenciado por el tipo de tratamiento utilizado, siendo superior cuando el cultivo es abonado con fertilizante mineral o fango deshidratado, a dosis medias y altas (D2: 100 UF; D3: 200 UF).
- A pesar de las diferencias encontradas en relación al contenido en hidratos de carbono no podemos afirmar que el tipo de tratamiento y fertilizante utilizado haya influido en los valores cuantificados, al mostrar los resultados obtenidos un comportamiento no estándar.

## Referencias

- Abbasi, M.K., Khizar, A., 2012. Microbial biomass carbon and nitrogen transformations in a loam soil amended with organic-inorganic N sources and their effect on growth and N-uptake in maize. *Ecol. Eng.* 39: 123-132. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.12.027>
- Actualidad ISM, s. f. El potencial fertilizante y económico de los lodos de depuradora para los cultivos agrícolas [WWW Document]. URL <http://www.ismedioambiente.com/paginas/el-potencial-fertilizante-y-economico-de-los-lodos-de-depuradora-para-los-cultivos-agricolas> (accedido 5.9.19).
- Aguilar, M., 2013. Efecte de l'aplicació de microcontaminants orgànics emergents en microbrots cultivats in vitro de *Spathiphyllum* spp. Universidad Politécnica de Cataluña.
- Albaladejo, J., Díaz, E., 1990. Degradación y regeneración del suelo en el litoral mediterráneo español: Experiencias en el proyecto «Lucdeme.», en: Albalejo, J., Stocking, M., Díaz, E. (Eds.), Degradación y regeneración de suelo en condiciones ambientales mediterráneas. Consejo Superior de Investigaciones científicas. Murcia, pp. 191-214.
- Albalejo, J., Castillo, V., Roldan, A., 1996. Rehabilitation of degraded soils by water erosion in semiarid environment, en: Rubio, J.L., Calvo, A. (Eds.), Soil Degradation and Desertification in Mediterranean Environments. Geofoma, Valencia, pp. 265-278.
- Alcolea, M., Castro, O., Garcia, A., De las Heras, M., Martinez, L., Sabate, J., Soliva, M., Turró, J., 2000. Comportament dels fems de vaqui en comparació amb els fangs de depuradora i el compost de residus municipals: Influencia en la producció d'una rotació hortícola, en: IV Congrés de la ICEA. Les noves tecnologies en l'Àmbit Agrari. Tarragona, p. 10.
- Amberger, A., 1990. Use of organic wastes as fertilizers and its environmental implications, en: R, M., Vercecken, H., Vlassak, K. (Eds.), Fertilization and the Environment. London, pp. 314-329.
- Amery, F., Schoumans, O.F., 2014. Agricultural phosphorus legislation in Europe. Amery, F., Schoumans, O.F (Eds.), Merelbeke pp. 44
- Andrés, P., 2008. El abonado de suelos con purines: buscando la reducción de riesgos [WWW Document].
- Ashraf, M.A., Mahmood, K., Yusoff, I., Qureshi, A.K., 2013. Chemical constituents of *Cenchrus ciliaris* L. from the Cholistan Desert, Pakistan. *Arch. Biol. Sci.* 65: 1473-1478. <https://doi.org/10.2298/ABS1304473A>
- Ayuso, M., Pascual, J.A., García, C., Hernández, T., 1996. Evaluation of urban wastes for agricultural use. *Soil Sci. Plant Nutr.* 42: 105-111. <https://doi.org/10.1080/00380768.1996.10414693>
- Bakshi, M., Liné, C., Bedolla, D.E., Stein, R.J., Kaegi, R., Sarret, G., Pradas del Real, A.E., Castillo-Michel, H., Abhilash, P.C., Larue, C., 2019. Assessing the impacts of sewage sludge amendment containing nano-TiO<sub>2</sub> on tomato plants: A life cycle study. *J. Hazard. Mater.* 369: 191-198. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.02.036>
- Bayona, J.M., Matamoros, V., 2017. Dinámica de la acumulación de antibióticos, metales y genes de resistencia bacteriana en cultivos agrícolas por fertilización orgánica. Implicaciones en la producción vegetal y seguridad alimentaria. Memoria científica técnica del proyecto AGL2017-89518-R., pp 20.
- Bazzoffi, P., Pellegrini, S., Rocchini, A., Morandi, M., Grasselli, O., 1998. The effect of urban refuse compost and different tractors tires on soil physical properties, soil erosion and maize yield. *Soil Tillage Res.* 48: 275-286.

- Beck-Friis, B., Smars, S., Jonsson, H., Elind, Y., Kirchmann, H., 2003. Composting of source-separated household organics at different oxygen levels: gaining an understanding of the emission dynamics. *Compost Sci. Util.* 11: 41-50.
- Bernal, M.P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M., Cegarra, J., 1998. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresour. Technol.* 63: 91-99.
- Bernal, M.P., Roig, A., Lax, A., Navarro, A.F., 1992. Effects of the application of pig slurry on some physico-chemical and physical properties of calcareous soils. *Bioresour. Technol.* 42: 233-239. [https://doi.org/10.1016/0960-8524\(92\)90026-T](https://doi.org/10.1016/0960-8524(92)90026-T)
- Biamond, H., Vos, J., 1992. Effects of nitrogen on the development and growth of the potato plant. 2. the partitioning of dry matter, nitrogen and nitrate. *Ann. Bot.* 70: 37-45. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aob.a088437>
- BOE, 2011. Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados. *Boletín Of. del Estado*.
- BOE, 1990. Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario. *Boletín Of. del Estado* 3239-3240.
- Brechin, J., McDonald, G.K., 1994. Effect of form and rate of pig manure on the growth, nutrient uptake, and yield of barley (cv. Galleon). *Aust. J. Exp. Agric.* 34: 505-510.
- Bulgari, R., Trivellini, A., Ferrante, A., 2019. Effects of two doses of organic extract-based biostimulant on greenhouse lettuce grown under increasing NaCl concentrations. *Front. Plant Sci.* 9: 1-14. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.01870>
- Calatayud, A., Barreno, E., 2004. Response to ozone in two lettuce varieties on chlorophyll a fluorescence, photosynthetic pigments and lipid peroxidation. *Plant Physiol. Biochem.* 42: 549-555. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2004.05.002>
- Calderón-Preciado, D., Jiménez-Cartagena, C., Matamoros, V., Bayona, J.M., 2011a. Screening of 47 organic microcontaminants in agricultural irrigation waters and their soil loading. *Water Res.* 45: 221-231. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.07.050>
- Calderón-Preciado, D., Matamoros, V., Bayona, J.M., 2011b. Occurrence and potential crop uptake of emerging contaminants and related compounds in an agricultural irrigation network. *Sci. Total Environ.* 412-413: 14-19. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.09.057>
- Calderón-Preciado, D., Matamoros, V., Cañameras, N., Bayona, J.M., Renault, Q., 2012. Uptake of organic emergent contaminants in spath and lettuce: an in vitro experiment. *J. Agric. Food Chem.* 60: 2000-2007. <https://doi.org/10.1021/jf2046224>
- Calderón-Preciado, D., Matamoros, V., Savé, R., Muñoz, P., Biel, C., Bayona, J.M., 2013. Uptake of microcontaminants by crops irrigated with reclaimed water and groundwater under real field greenhouse conditions. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20: 3629-3638. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1509-0>
- Caravaca, F., Garcia, C., Hernández, M.T., Roldán, A., 2002. Aggregate stability changes after organic amendment and mycorrhizal inoculation in the afforestation of a semiarid site with *Pinus halepensis*. *Appl. Soil Ecol.* 19: 199-208. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(01\)00189-5](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(01)00189-5)
- Cassman, K.G., Walters, D.T., 2002. Agroecosystems, Nitrogen-use Efficiency, and Nitrogen Management *Agroecosystems, Nitrogen-use Efficiency* 31: 132-140.
- Castro, E., Mañas, P., De las Heras, J., 2009. A comparison of the application of different waste products to a lettuce crop: Effects on plant and soil properties. *Sci. Hortic.* 123: 148-155. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2009.08.013>
- Castro, O., Turró, J., Sabaté, J., Huerta, O., Soliva, M., 2006. Aplicación de residuos orgánicos de distintos orígenes a un cultivo de lechugas. Influencia sobre la producción y la calidad. *Residuos orgánicos* 92: 46-54.



- Cavagnaro, T.R., 2015. Biologically regulated nutrient supply systems. Compost and arbuscular mycorrhizas-A Review., en: Sparks, D.L. (Ed.), *Advances in Agronomy*. Elsevier Ltd, Glen Osmond, pp. 293-321. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2014.09.005>
- Chen, X. li, Yang, Q. chang, 2018. Effects of intermittent light exposure with red and blue light emitting diodes on growth and carbohydrate accumulation of lettuce. *Sci. Hortic.* 234: 220-226. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2018.02.055>
- Christensen, B., 1988. Effects of animal manure and mineral fertilizer on the total carbon and nitrogen contents of soil size fractions. *Biol. Fertil. Soils* 5: 304-307.
- Coll, D., 1993. La intensificación ganadera como proceso de producción de residuos, en: AEDOs (Ed.), *Jornadas Técnicas organizadas por Fundación «La Caixa»*. pp. 5-15.
- Commission of European Communities, 1999. Council Directive 99/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste.
- Commission of European Communities, 1986. Council Directive 86/278/EEC of 4 July 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture.
- Cuadros García, S., 1989. Utilización agrícola de residuos líquidos, en: Herráez, I., López, J., Rubio, L., Fernández, M.E. (Eds.), *Residuos urbanos y medioambiente*. Universidad Autónoma de Madrid, Madrid, pp. 207-222.
- Daudén, A., Quílez, D., 2004. Pig slurry versus mineral fertilization on corn yield and nitrate leaching in a Mediterranean irrigated environment. *Eur. J. Agron.* 21: 7-19. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(03\)00056-X](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(03)00056-X)
- Daudén, A., Quílez, D., Vera, M. V., 2004. Pig Slurry Application and Irrigation Effects on Nitrate Leaching in Mediterranean Soil Lysimeters. *J. Environ. Qual.* 33: 2290-2295. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.2290>
- Davis, R.D., 1996. The impact of eu and uk environmental pressures on the future of sludge treatment and disposal. *Water Environ. J.* 10: 65-69. <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.1996.tb00010.x>
- Diacono, D., Montemurro, F., 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. *A review. Agron. Sustain. Dev.* 30: 401-422.
- Diez, J.A., de la Torre, A.I., Cartagena, M.C., Carballo, M., Vallejo, A., Muñoz, M.J., 2001. Evaluation of the application of pig slurry to an experimental crop using agronomic and ecotoxicological approaches. *J. Environ. Qual.* 30: 2165-2172.
- DOCE, 2008. Directiva 2008/98/CE del parlamento europeo sobre los residuos. D. Of. las Comunidades Eur.
- DOCE, 1999. Directiva 1999/31/CE del Consejo de 26 de abril de 1999 relativa al vertido de residuos. D. Of. las Comunidades Eur.
- Espinosa, C., López, M., Pellón, A., Mayarí, R., Fernández, A., 2007. La fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos como fuente potencial de producción de biogás. *Biocell* 38: 33-38.
- Evans, J.R., 1982. Nitrogen and Photosynthesis in the Flag Leaf of Wheat (*Triticum aestivum* L.). *Plant Physiol.* 72: 297-302. <https://doi.org/10.1104/pp.72.2.297>
- FAO, 2009. La agricultura mundial en la perspectiva del año 2050, en: FAO (Ed.), *Cómo alimentar al mundo en 2050*. Foro de expertos de alto nivel, Roma (Italia).
- Farhangi-Abriz, S., Torabian, S., 2018. Biochar improved nodulation and nitrogen metabolism of soybean under salt stress. *Symbiosis* 74: 215-223. <https://doi.org/10.1007/s13199-017-0509-0>
- Fu, Y., Li, H.Y., Yu, J., Liu, Hui, Cao, Z.Y., Manukovsky, N.S., Liu, Hong, 2017. Interaction effects of light intensity and nitrogen concentration on growth, photosynthetic characteristics and quality of lettuce (*Lactuca sativa* L. Var. youmaicai). *Sci. Hortic.*

- 214: 51-57. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2016.11.020>
- Fytli, D., Zabaniotou, A., 2008. Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods-A review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 12: 116-140. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2006.05.014>
- Gai, X., Liu, H., Zhai, L., Tan, G., Liu, J., Ren, T., Wang, H., 2016. Vegetable yields and soil biochemical properties as influenced by fertilization in Southern China. *Appl. Soil Ecol.* 107: 170-181. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.06.001>
- García, C., 1990. Estudio del compostaje de residuos orgánicos. Valoración agrícola. Universidad de Murcia.
- Gil-Sotres, F., Leiros, M.C., Trasar-Cepeda, M., 1992. Development of pollution-neutralizing properties in very young mine soils. *L. Degrad. Dev.* 3: 229-239. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ldr.3400030404>
- González, M., Gomez, E., Comese, R., Quesada, M., Conti, M., 2010. Influence of organic amendments on soil quality potential indicators in an urban horticultural system. *Bioresour. Technol.* 101: 8897-8901. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.06.095>
- Goulding, K.W.T., Poulton, P.R., Webster, C.P., Howe, M.T., 2000. Nitrate leaching from the broadbalk wheat experiment, Rothamsted, as influenced by fertilizer and manure inputs and the weather. *Soil Use Manag.* 16: 244-250. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2000.tb00203.x>
- Grau, A., Farré, O., 2011. Situación y potencial de valorización energética directa de residuos. Estudio Técnico PER 2011-2020. IDAE, Madrid. pp 132.
- Huang, B., Shi, X., Yu, D., Öborn, I., Blombäck, K., Pagella, T.F., Wang, H., Sun, W., Sinclair, F.L., 2006. Environmental assessment of small-scale vegetable farming systems in peri-urban areas of the Yangtze River Delta Region, China. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112: 391-402. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.037>
- Hurtado, C., Cañameras, N., Domínguez, C., Price, G.W., Comas, J., Bayona, J.M., 2017. Effect of soil biochar concentration on the mitigation of emerging organic contaminant uptake in lettuce. *J. Hazard. Mater.* 323: 386-393. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.04.046>
- Hurtado, C., Domínguez, C., Pérez-Babace, L., Cañameras, N., Comas, J., Bayona, J.M., 2016. Estimate of uptake and translocation of emerging organic contaminants from irrigation water concentration in lettuce grown under controlled conditions. *J. Hazard. Mater.* 305: 139-148. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.11.039>
- IDAE, 2007. Ahorro, Eficiencia Energética y Fertilización Nitrogenada. Madrid.
- Inglezakis, V., Zorpas, A.A., Karagiannidis, A., Samaras, P., 2014. European Union Legislation 2011-2012. *Eur. Union Legis.* 2011-2012. <https://doi.org/10.4324/9780203722893>
- Joško, I., Oleszczuk, P., 2013. The influence of ZnO and TiO<sub>2</sub> nanoparticles on the toxicity of sewage sludges. *Environ. Sci. Process. Impacts* 15: 296-306. <https://doi.org/10.1039/c2em30653k>
- Ju, X.-T., Xing, G.-X., Chen, X.-P., Zhang, S.-L., Zhang, L.-J., Liu, X.-J., Cui, Z.-L., Yin, B., Christie, P., Zhu, Z.-L., Zhang, F.-S., 2009. Reducing environmental risk by improving N management in intensive Chinese agricultural systems. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 106: 3041-3046. <https://doi.org/10.1073/pnas.0813417106>
- Khan, M.G., Silberbush, M., Lips, S.H., 1994. Physiological studies on salinity and nitrogen interaction in alfalfa . II . Photosynthesis and transpiration Research Ben Gurion University of the Negev , Sede Boker Campus-84993 , Israel ABSTRACT: The interaction between salinity and nitrogen ( N ) for. *J. Plant Nutr.* 17: 669-682.
- Klausen, P.S., Nemming, O., 1982. Time of application of pig manure to barley. *Tidsskr. Planteavl* 86: 189-192.



- Knecht, G.N., O'Leary, J.W., 1983. The Influence of Carbon Dioxide on the Growth, Pigment, Protein, Carbohydrate, and Mineral Status of Lettuce. *J. Plant Nutr.* 6: 301-312. <https://doi.org/10.1080/01904168309363091>
- Lantzke, N.C., 2015. Understanding Nitrogen Fertilisers for Vegetable Production on Sands. *Sustain. Agric. Factsheet* 4: .
- Larsen, K., Kjellerup, V., 1989. Yearly and periodic supply of cattle slurry or solid cattle manure in a crop rotation.
- Larsen, K.E., Steineck, S., Kemppainen, E., 1991. Efficient use of animal manure in plant production systems.
- Lastra, T.E., 2013. Caracterización experimental de la fracción orgánica triturada de los RSU para valorar su incorporación al agua residual y tratamiento de una EDAR.
- Lee, J.J., Park, R.D., Kim, Y.W., Shim, J.H., Chae, D.H., Rim, Y.S., Sohn, B.K., Kim, T.H., Kim, K.Y., 2004. Effect of food waste compost on microbial population, soil enzyme activity and lettuce growth. *Bioresour. Technol.* 93: 21-28. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2003.10.009>
- Li, H., Sheng, G.Y., Chiou, C.T., Xu, O.Y., 2005. Relation of organic contaminant equilibrium sorption and kinetic uptake in plants. *Environ. Sci. Technol.* 39: 4864-4870.
- Li, J., Cooper, J.M., Lin, Z., Li, Y., Yang, X., Zhao, B., 2015. Soil microbial community structure and function are significantly affected by long-term organic and mineral fertilization regimes in the North China Plain. *Appl. Soil Ecol.* 96: 75-87. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.07.001>
- Li, S., Tian, Z., Jian, H., Yu, M., Xu, J., 2009. Effects of biosolid on the accumulation and transfer of trace elements in soil-wheat/ maize system. *J. Agro-environ. Sci.* 28: 2014-2049.
- Liang, B., Yang, X., He, X., Zhou, J., 2011. Effects of 17-year fertilization on soil microbial biomass C and N and soluble organic C and N in loessial soil during maize growth. *Biol. Fertil. Soils* 47: 121-128. <https://doi.org/10.1007/s00374-010-0511-7>
- Liu, E., Yan, C., Mei, X., He, W., Bing, S.H., Ding, L., Liu, Q., Liu, S., Fan, T., 2010. Long-term effect of chemical fertilizer, straw, and manure on soil chemical and biological properties in northwest China. *Geoderma* 158: 173-180. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.04.029>
- Liu, J., Beegle, D., Kleinman, P.J.A., Dell, C.J., Veith, T.L., Saporito, L.S., Bryant, R.B., Han, K., Pote, D.H., 2016. Subsurface application enhances benefits of manure redistribution. *Crop. Soils* 49: 48-52. <https://doi.org/10.2134/cs2016-49-0513>
- Llona, M., Faz, A., 2009. Efectos en el Sistema Suelo-Planta Después de Tres Años de Aplicación de Purín de Cerdo como Fertilizante en un Cultivo de Brócoli (*Brassica oleracea* L.). *Rev. la Cienc. del suelo y Nutr. Veg.* 6: 41-51. <https://doi.org/10.4067/s0718-27912006000100005>
- Llona, M.C., 2005. Utilización agronómica de purines de cerdo en brócoli y sandía en condiciones mediterráneas semiáridas. Universidad Politécnica de Cartagena.
- Lobera, J.B., 2002. Actuales exigencias legales para el uso de purines en la Agricultura. *Cons. Agric. Agua y Medio Ambient.*
- Logan, T.J., Harrison, B.J., 1995. Physical Characteristics of Alkaline Stabilized Sewage Sludge (N-Viro Soil) and Their Effects on Soil Physical Properties. *J. Environ. Qual.* 24: 153-164. <https://doi.org/10.2134/jeq1995.00472425002400010022x>
- López, M., Soliva, M., Martínez-Farré, F.X., Fernández, M., Huerta-Pujol, O., 2010. Evaluation of MSW organic fraction for composting: Separate collection or mechanical sorting. *Resour. Conserv. Recycl.* 54: 222-228. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2009.08.003>

- Mahamud López, M., Gutiérrez Lavín, A., Sastre Andrés, H., 1996. Biosólidos generados en la depuración de aguas (I): planteamiento del problema. *Ing. del agua* 3: 47-62. <https://doi.org/10.4995/ia.1996.2698>
- Margenat, A.M., 2018. Dynamics of chemical microcontaminants in peri-urban agriculture and evaluation of their potential impact on crops and human health. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Cataluña. pp.187.
- Margenat, A.M., Matamoros, V., Díez, S., Cañameras, N., Comas, J., Bayona, J.M., 2019. Occurrence and human health implications of chemical contaminants in vegetables grown in peri-urban agriculture. *Environ. Int.* 124: 49-57. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.12.013>
- Margenat, A.M., Matamoros, V., Díez, S., Cañameras, N., Comas, J., Bayona, J.M., 2018. Occurrence and bioaccumulation of chemical contaminants in lettuce grown in peri-urban horticulture. *Sci. Total Environ.* 637-638: 1166-1174. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.035>
- Martínez, F., Cuevas, G., Calvo, R., Walter, I., 2003. Biowaste Effects on Soil and Native Plants in a Semiarid Ecosystem. *J. Environ. Qual.* 32: 472-479. <https://doi.org/10.2134/jeq2003.4720>
- McBride, M.B., 1995. Toxic Metal Accumulation from Agricultural Use of Sludge: Are USEPA Regulations Protective? *J. Environ. Qual.* 24: 5-18. <https://doi.org/10.2134/jeq1995.00472425002400010002x>
- Mello, J.C., Dietrich, R., Meinert, E.M., Teixeira, E., Amante, E.R., 2006. Efeito do cultivo orgânico e convencional sobre a vida-de-prateleira de alface americana (*Lactuca sativa* L.) minimamente processada. *Ciência e Tecnol. Aliment.* 23: 418-426. <https://doi.org/10.1590/s0101-20612003000300022>
- Meng, L., Ding, W., Cai, Z., 2005. Long-term application of organic manure and nitrogen fertilizer on N<sub>2</sub>O emissions, soil quality and crop production in a sandy loam soil. *Soil Biol. Biochem.* 37: 2037-2045. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.03.007>
- Mkhabela, M., Warman, P., 2005. The influence of municipal solid waste compost on yield, soil phosphorus availability and uptake by two vegetable crops grown in a pug wash sandy loam soil in Nova Scotia. *Agric. Ecosyst. Environ.* 106: 57-67.
- Mo, C., Wu, Q., Cai, Q., Li, G., Jiang, C., 2000. Utilization of municipal sludge in agriculture and sustainable development. *Chinese J. Appl. Ecol.* 11: 157-160.
- Mo, C., Wu, Q., Zhou, Y., Gaston, O., 1997. A preliminary study on the effect of municipal sludge on crop seed germination and seeding growth. *Chinese J. Appl. Ecol.* 8: 645-649.
- Nadal, M., 2015. Efecte de la incorporació de biochar al sòl i estrès abiòtic de contaminants orgànics emergents presents en l' aigua de reg en la producció de biomassa de *Lactuca sativa* L. Treball Final de Grau. Universidad Politécnica de Cataluña.
- Olfati, J.A., Peyvast, G., Nosratie-Rad, Z., Saliqedar, F., Rezaei, F., 2009. Application of municipal solid waste compost on lettuce yield. *Int. J. Veg. Sci.* 15: 168-172. <https://doi.org/10.1080/19315260802572032>
- Pagliai, M., Guidi, G., La Marca, M., Giachetti, M., Lucamante, G., 1981. Effects of sewage sludges and composts on soil porosity and aggregation. *J. Environ. Qual.* 10: 556-561.
- Pang, X.P., Letey, J., 2000. Organic Farming: Challenge of Timing Nitrogen Availability and Crop Nitrogen Requirements. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 247-253. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.641247x>
- Pascual, J.A., García, C., Hernandez, T., 1999. Lasting microbiological and biochemical effects of the addition of municipal solid waste to an arid soil. *Biol. Fertil. Soils* 30: 1-6. <https://doi.org/10.1007/s003740050579>
- Petersen, J., 1996. Fertilization of spring barley by combination of pig slurry and mineral



- nitrogen fertilizer. J. Agric. Sci. 127: 151-159. <https://doi.org/10.1017/s0021859600077923>
- Peyvast, G., Abbassi, M., 2006. Effect of commercial compost on yield and nitrate content of Chinese cabbage. *Hortic. Environment Biotechnol.* 47: 123-125.
- Peyvast, G., Sedghi, M., Olfati, J., 2007. Effect of municipal solid waste compost on weed control, yield and some quality indices of green pepper (*Capsicum annuum* L.). *Biosci. Biotechnol. Res. ASia* 4: 449-456.
- Pierre, W.H., Banwart, W., 1973. Excess-Base and Excess-Base/Nitrogen Ratio of Various Crop Species and Parts of Plants. *Agron. J.* 65: 91-96.
- Poincelot, R.P., 1974. Scientific examination of the principles and practice of composting. *Compost Sci. Util.* 15: 24-31.
- Pomares, F., Ramos, C., 2010. Abonado de los cultivos hortícolas, en: Guía práctica de la fertilización racional de los cultivos en España. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Secretaría General Técnica, Centro de Publicaciones, Madrid, pp. 181-192.
- Rambo, L., Ma, B.L., Xiong, Y., da Silvia, P.R.F., 2010. Leaf and canopy optical characteristics as crop-n-status indicators for field nitrogen management in corn. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 173: 434-443. <https://doi.org/10.1002/jpln.200900022>
- Roe, N.E., Stoffella, P.J., Graetz, D., 1997. Composts from Various Municipal Solid Waste Feedstocks Affect Vegetable Crops. I. Emergence and Seedling Growth. *J. Am. Soc. Hortic. Sci.* <https://doi.org/10.21273/jashs.122.3.427>
- Ros, M., García, C., Hernandez, M.T., 2007. Evaluation of different pig slurry composts as fertilizer of horticultural crops: Effects on selected chemical and microbial properties. *Renew. Agric. Food Syst.* 22: 307-315. <https://doi.org/10.1017/S1742170507001913>
- Rong, W., Aiping, T., Ashraf, M.A., 2016. The effects of applying sewage sludge into Jiangxi red soil on the growth of vegetables and the migration and enrichment of Cu and Zn. *Saudi J. Biol. Sci.* 23: 660-666. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2015.10.028>
- Schröder, J., 2005. Revisiting the agronomic benefits of manure: A correct assessment and exploitation of its fertilizer value spares the environment. *Bioresour. Technol.* 96: 253-261. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.05.015>
- Schröder, J., Bannink, A., Kohn, R., 2004. Improving the efficiency of nutrients use in cattle operations, en: Pfeffer, E., Hristov, A.N. (Eds.), Nitrogen and Phosphorus Nutrition of Cattle. CABI, Wallingford, UK, pp. 255-279.
- Shober, A.L., Stehouwer, R.C., Macneal, K.E., 2003. On-Farm Assessment of Biosolids Effects on Soil and Crop Tissue Quality. *J. Environ. Qual.* 32: 1873-1880. <https://doi.org/10.2134/jeq2003.1873>
- Sims, J.T., Pierzynski, G.M., 2000. Assessing the impacts of agricultural, municipal, and industrial by-products on soil quality, en: Power, J.F., Dick, W.A., Kashmanian, R.M., Sims, J.T., Wright, R.J., Dawson, M.D., Bezdicek, D. (Eds.), Beneficial Uses of Land Applied Agricultural Municipal and Industrial by-products. Soil Science Society of America Inc., Madison, pp. 237-261.
- Soliva, M., Manzano, S., Giró, F., 1993. Nitrogen loss during composting. *Compost Sci. Util.* 1: 23-26.
- Stamford, N., Andrade, I., S. da Silva, J., M.A. Lira, J., Silva Santos, C.E. de R. e, de Freitas, A.D.S., Straaten, P. Van, 2011. Nutrient uptake by grape in a Brazilian soil affected by rock biofertilizer. *J. soil Sci. plant Nutr.* 11: 79-88. <https://doi.org/10.4067/s0718-95162011000400006>
- Stamford, N.P., Felix, F., Oliveira, W., Silva, E., Carolina, S., Arnaud, T., Freitas, A.D., 2019. Interactive effectiveness of microbial fertilizer enriched in N on lettuce growth and on characteristics of an Ultisol of the rainforest region. *Sci. Hortic.* 247: 242-246.

- <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2018.12.028>
- Sterritt, R.M., Lester, J.N., 1980. The value of sewage sludge to agriculture and effects of the agricultural use of sludges contaminated with toxic elements: A review. *Sci. Total Environ.* 16: 55-90. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(80\)90102-3](https://doi.org/10.1016/0048-9697(80)90102-3)
- Sundberg, C., Jönsson, H., 2008. Higher pH and faster decomposition in biowaste composting by increased aeration. *Waste Manag.* 28: 528-526.
- Sundberg, C., Smars, S., Jonsson, H., 2004. Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. *Bioresour. Technol.* 95: 145-150.
- Tempesta, M., Gianquinto, G., Hauser, M., Tagliavini, M., 2019. Optimization of nitrogen nutrition of cauliflower intercropped with clover and in rotation with lettuce. *Sci. Hortic.* 246: 734-740. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2018.11.020>
- Trocme, S., Gras, R., 1979. *Sol et Fertilisation en Arboriculture Fruitière*. Eidgenössische Forschungsanstalt (Ed.). Wädenswill. pp.48
- Urquiaga, S., Zapata, F., 2000. Fertilización nitrogenada en sistemas de producción agrícola, en: Urquiaga, S., Zapata, F. (Eds.), *Manejo eficiente de la fertilización nitrogenada de cultivos anuales en América Latina y el Caribe*. Porto Alegre, p. 110.
- Walter, I., Martínez, F., Cala, V., 2006. Heavy metal speciation and phytotoxic effects of three representative sewage sludges for agricultural uses. *Environ. Pollut.* 139: 507-514. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.05.020>
- Westerman, P.W., Bicudo, J.R., 2005. Management considerations for organic waste use in agriculture. *Bioresour. Technol.* 96: 215-221. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.05.011>
- Wollan, E., Davis, R.D., Jenner, S., 1978. Effects of sewage sludge on seed germination. *Environ. Pollut.* 17: 195-205. [https://doi.org/10.1016/0013-9327\(78\)90037-X](https://doi.org/10.1016/0013-9327(78)90037-X)
- Wong, J.W.C., Li, K., Fang, K., Su, D.C., 2001. Toxicity evaluation of sewage sludges in Hong Kong. *Environ. Int.* 27: 373-380. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(01\)00088-5](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(01)00088-5)
- World Health Organization (WHO), 2006. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. <https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>
- Xi, B., Zhai, L. mei, Liu, J., Liu, S., Wang, H. yuan, Luo, C. yan, Ren, T. zhi, Liu, H. bin, 2016. Long-term phosphorus accumulation and agronomic and environmental critical phosphorus levels in Haplic Luvisol soil, northern China. *J. Integr. Agric.* 15: 200-208. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(14\)60947-3](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(14)60947-3)
- Yang, B., Xiong, Z., Wang, J., Xu, X., Huang, Q., Shen, Q., 2015. Mitigating net global warming potential and greenhouse gas intensities by substituting chemical nitrogen fertilizers with organic fertilization strategies in rice-wheat annual rotation systems in China: A 3-year field experiment. *Ecol. Eng.* 81: 289-297. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.04.071>
- Yang, J.S., Lee, I.B., Kim, K.D., Cho, K.R., Lee, S.E., 1998. Effect of sodium chloride containing-composts on growth Lettuce (*Lactuca sativa* L.) and chemical properties of salt accumulated plastic film house soils. *Korean J. Soil Sci.* 31: 277-284.
- Yang, S., 1997. Preparation of compost, and evaluating its maturity. *Ext. Bull. No 408, Food Fertil. Technol. Cent. Asian Pacific Reg.*
- Yu-Kui, R., Yun-Feng, P., Zheng-Rui, W., Jian-Bo, S., 2009. Stem perimeter, height and biomass of maize (*Zea mays* L.) grown under different N fertilization regimes in Beijing, China. *Int. J. Plant Prod.* 3: 85-90.
- Yuan, S.J., Dai, X.H., 2017. Sewage sludge-based functional nanomaterials: development and applications. *Environ. Sci. Nano* 4: 17-26. <https://doi.org/10.1039/c6en00177g>
- Zhang, J.B., Zhu, T.B., Cai, Z.C., Qin, S.W., Müller, C., 2004. Effects of long-term repeated

- mineral and organic fertilizer applications on soil nitrogen transformations. *Eur. J. Soil Sci.* 63: 75-85. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2011.01410.x>
- Zhang, W. -f., Dou, Z. -x., He, P., Ju, X.-T., Powlson, D., Chadwick, D., Norse, D., Lu, Y.-L., Zhang, Y., Wu, L., Chen, X.-P., Cassman, K.G., Zhang, F.-S., 2013. New technologies reduce greenhouse gas emissions from nitrogenous fertilizer in China. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 110: 8375-8380. <https://doi.org/10.1073/pnas.1210447110>
- Zhang, W., Fu, D., 2007. Transference regularity of heavy metals from sewage sludge with different disposal methods. *China Water & Wastewater* 23: 22-25.
- Zhang, X., Xu, M., Liu, J., Sun, N., Wang, B., Wu, L., 2016. Greenhouse gas emissions and stocks of soil carbon and nitrogen from a 20-year fertilised wheat-maize intercropping system: A model approach. *J. Environ. Manage.* 167: 105-114. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.11.014>
- Zufiaurre, R., Olivar, A., Chamorro, P., Nerín, C., Callizo, A., 1998. Speciation of metals in sewage sludge for agricultural uses. *Analyst* 123: 255-259. <https://doi.org/10.1039/a705168i>

- Referencias no editadas y publicadas/localizadas sólo en web:

- Félix, M., 2014. Purines: Tecnologías y Estrategias de Gestión. Jornadas Ambient. Barcelona. URL [http://www.jornadesambientals.com/uploads/2/3/9/7/23973214/\\_\\_\\_purines\\_tecnologas\\_y\\_estrategias\\_de\\_gestin.pdf](http://www.jornadesambientals.com/uploads/2/3/9/7/23973214/___purines_tecnologas_y_estrategias_de_gestin.pdf)
- Huerta, O., Martínez, X., López, M., 2010. El uso de compost de residuos sólidos municipales como enmienda orgánica: aportaciones de diferentes componentes según origen. URL <https://core.ac.uk/download/pdf/41763973.pdf>
- Junta de Andalucía, s. f. Los lodos de depuración de aguas residuales urbanas. URL <http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/portalweb/menuitem.7e1cf46ddf59bb227a9ebe205510e1ca/?vgnextoid=6f982f287a6ad310VgnVCM1000001325e50aRCRD&vgnnextchannel=7ff8e9e6e31ad310VgnVCM2000000624e50aRCRD>
- Serrano, E.M., 2001. Aplicación agrónomica de purín de cerdo y de un polielectrolito: Efectos en el cultivo de ryegrass y en las aguas de drenaje. Universidad de Sevilla. XXXVIII Curso Internacional de edafología y biología vegetal.pp 43
- Pous, Meri., 2019. Comunicación personal de Meri Pous, cap del Departament de Protecció del Sòl - Agència de Residus de Catalunya.

## ANEXO 1. Cálculo de las dosis de los fertilizantes orgánicos y mineral.

- **Características de los recipientes:** el volumen de la botella es 2,5 L que se llena con 2,3 kg de tierra secada al aire.
- **Necesidades del suelo:**
  - o Tratamientos (control + 3 orgánicos + 1 mineral)
    - Fertilización (control + 3 orgánicos (purín, fango y compost) + 1 mineral)
    - Dosis de fertilización: 3 (extracción, ½ \* extracción, 2\*extracción)

Total tratamientos = 12+1 = 13

  - o Repeticiones/tratamiento = 5 → 65 botellas
  - o 65 botellas x 2,5 L/botella ≅ 165 L de suelo (160 kg aprox.)
- **Extracción lechugas:**
  - o Volumen 1 ha de cultivo con lechuga = 1500 m<sup>3</sup>
  - o Extracción de la lechuga  
N = 80-100 kg/ha ; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> = 30-50 kg/ha ; K<sub>2</sub>O = 160-120 kg/ha (Pomares y Ramos, 2010)

$$\frac{100 \text{ kg N}}{\text{ha}} \times \frac{1 \text{ ha}}{1.500 \text{ m}^3} \times \frac{1000 \text{ g N}}{1 \text{ kg N}} \times \frac{1 \text{ m}^3}{1000 \text{ L}} \times \frac{2,5 \text{ L}}{\text{planta}} = 0,17 \text{ g/planta}$$

$$\frac{40 \text{ kg P2O5}}{\text{ha}} \times \frac{1 \text{ ha}}{1.500 \text{ m}^3} \times \frac{1000 \text{ g P2O5}}{1 \text{ kg P2O5}} \times \frac{1 \text{ m}^3}{1000 \text{ L}} \times \frac{2,5 \text{ L}}{\text{planta}} = 0,06 \text{ g/planta}$$

$$\frac{185 \text{ kg K2O}}{\text{ha}} \times \frac{1 \text{ ha}}{1.500 \text{ m}^3} \times \frac{1000 \text{ g K2O}}{1 \text{ kg K2O}} \times \frac{1 \text{ m}^3}{1000 \text{ L}} \times \frac{2,5 \text{ L}}{\text{planta}} = 0,31 \text{ g/planta}$$



- **Características de los fertilizantes orgánicos:**

Tabla A1-1. Características de los fertilizantes orgánicos utilizadas para el cálculo del aporte (s.m.s.: sobre materia seca).

Fertilizante	Purín de cerdo	FO-RSU	Fangos
Análisis			
Humedad	40 %	20 %	87 %
N disponible	2,29 % s.m.s.	1,74 % s.m.s.	1,86 % s.m.s.
K <sub>2</sub> O	0,99 % s.m.s.	5,8 % s.m.s.	0,5 % s.m.s.
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	1,40 % s.m.s.	2,5 % s.m.s.	7,1 % s.m.s.

- **Necesidades del fertilizante según tratamiento:**

- **Control:** sin adición de fertilizante.

- **Fertilizante mineral:**

Dosis 1 (1/2) extracción): N = 0,085 g/planta; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> = 0,03 g/planta; K<sub>2</sub>O = 0,16 g/planta.

$$\text{Nitrato amónico} = \frac{0,085 \text{ g N}}{\text{planta}} \times 5 \text{ contenedores} \times \frac{100 \text{ g abono}}{34 \text{ g N}} \times \frac{1}{0,5 \text{ eficiencia}} =$$

2,5 g abono nitrogenado

$$\text{Superfosfato} = \frac{0,03 \text{ g}}{\text{planta}} \times 5 \text{ contenedores} \times \frac{100 \text{ g abono}}{43,6 \text{ g P}_2\text{O}_5} = 0,34 \text{ g superfosfato}$$

$$\text{Sulfato potásico} = \frac{0,16 \text{ g}}{\text{planta}} \times 5 \text{ contenedores} \times \frac{100 \text{ g adob}}{54 \text{ g K}_2\text{O}} = 1,6 \text{ g de sulfato potásico}$$

Dosis 2 (extracción): N = 0,17 g/planta; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> = 0,06 g/planta; K<sub>2</sub>O = 0,31 g/planta.

Nitrato amónico: 5 g/5 repeticiones

Superfosfato: 0,68 g/5 repeticiones

Sulfato potásico: 3,2 g/5 repeticiones

Dosis 3 ( 2 veces la extracción): N = 0,35 g/planta; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> = 0,12 g/planta; K<sub>2</sub>O = 0,62 g/planta.

Nitrato amónico: 10 g/5 repeticiones

Superfosfato: 1,36 g/5 repeticiones

Sulfato potásico: 6,4 g/5 repeticiones

○ **Purines de cerdo procedentes de la cooperativa agraria de Torrelló**

Dosis 1:

Necesidades: N = 0,085 g/planta; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> = 0,03 g/planta; K<sub>2</sub>O = 0,16 g/planta.

Valores aportados:

$$\frac{0,085 \text{ g N}}{\text{planta}} \times 5 \text{ contenedores} \times \frac{100 \text{ g purín seco}}{2,29 \text{ g N}} \times \frac{100 \text{ g purín húmedo}}{60 \text{ g purín seco}} \times 1,4 \text{ eficiencia} = 43,3 \text{ g purín húmedo} = 8,7 \text{ g/planta}$$

$$\frac{1,4 \text{ g P}_{205}}{100 \text{ g purín seco}} \times \frac{60 \text{ g purín seco}}{100 \text{ g purín húmedo}} \times \frac{6,2 \text{ g purín}}{\text{planta}} = 0,073 \text{ g P}_{205}/\text{planta} \rightarrow \text{Exceso}$$

$$\frac{0,99 \text{ g K}_{20}}{100 \text{ g purín seco}} \times \frac{60 \text{ g purín seco}}{100 \text{ g purín húmedo}} \times \frac{6,2 \text{ g purín}}{\text{planta}} = 0,05 \text{ g K}_{20}/\text{planta} \rightarrow \text{Déficit}$$

Dosis 2 → 62 g/ 5 repeticiones

Necesidades: N = 0,17 g/planta; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> = 0,06 g/planta; K<sub>2</sub>O = 0,31 g/planta

Valores aportados: N = 0,17 g/planta, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> = 0,146 g/planta y K<sub>2</sub>O = 0,1 g/planta lo que supone un **exceso de P<sub>2</sub>O** y un **déficit de K<sub>2</sub>O**.

Dosis 3 → 124 g/ 5 repeticiones

Necesidades: N = 0,35 g/planta; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> = 0,12 g/planta; K<sub>2</sub>O = 0,62g/planta

Valores aportados: N = 0,35 g/planta, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> = 0,292 g/planta y K<sub>2</sub>O = 0,2 g/planta, lo que supone un **exceso de P<sub>2</sub>O** y un **déficit de K<sub>2</sub>O**



○ **Fracción orgánica de residuos sólidos urbanos procedentes de Torrelles.**

Dosis 1:

Necesidades: N = 0,085 g/planta; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> = 0,03 g/planta; K<sub>2</sub>O = 0,16 g/planta

$$\frac{0,085 \text{ g N}}{\text{planta}} \times 5 \text{ contenedores} \times \frac{100 \text{ g compost seco}}{1,74 \text{ g N}} \times \frac{100 \text{ g compost húmedo}}{80 \text{ g compost seco}} =$$

$$30,5 \text{ g compost húmedo} = 6,1 \text{ g/planta}$$

$$\frac{2,5 \text{ g P2O5}}{100 \text{ g compost seco}} \times \frac{80 \text{ g compost seco}}{100 \text{ g compost húmedo}} \times \frac{6,1 \text{ g compost húmedo}}{\text{planta}} = 0,12 \text{ g P2O5/planta} \rightarrow$$

**Exceso**

$$\frac{5,8 \text{ g K2O}}{100 \text{ g purín seco}} \times \frac{80 \text{ g compost seco}}{100 \text{ g purín húmedo}} \times \frac{6,1 \text{ g compost húmedo}}{\text{planta}} = 0,28 \text{ g K2O/planta} \rightarrow \text{Exceso}$$

Dosis 2 → 61 g/ 5 repeticiones

Necesidades: N = 0,17 g/planta; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> = 0,06 g/planta; K<sub>2</sub>O = 0,31 g/planta

Valores aportados: N = 0,17 g/planta, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> = 0,24 g/planta y K<sub>2</sub>O = 0,56 g/planta lo que supuso, un **exceso de P<sub>2</sub>O y K<sub>2</sub>O**,

Dosis 3 → 122 g/ 5 repeticiones

Necesidades: N = 0,35 g/planta; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> = 0,12 g/planta; K<sub>2</sub>O = 0,62g/planta

Valores aportados: N = 0,35 g/planta, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> = 0,48 g/planta y K<sub>2</sub>O = 1,12 g/planta, lo que supone **exceso de P<sub>2</sub>O y K<sub>2</sub>O**.

○ **Fangos de depuradora de Gavá-Viladecans**

Dosis 1:

Necesidades: N = 0,085 g/planta; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> = 0,03 g/planta; K<sub>2</sub>O = 0,16 g/planta.

$$\frac{0,085 \text{ g N}}{\text{planta}} \times 5 \text{ contenedores} \times \frac{100 \text{ g fango seco}}{1,86 \text{ g N}} \times \frac{100 \text{ g fango húmedo}}{13 \text{ g fango seco}} = 175,8 \text{ g fango húmedo} =$$

$$35,16 \text{ g/planta}$$

$$\frac{7,1 \text{ g P2O5}}{100 \text{ g fango seco}} \times \frac{13 \text{ g fango seco}}{100 \text{ g fango húmedo}} \times \frac{35,16 \text{ g fango húmedo}}{\text{planta}} = 0,32 \text{ g P2O5/planta} \rightarrow \text{Exceso}$$

$$\frac{0,5 \text{ g } K_2O}{100 \text{ g fango seco}} \times \frac{13 \text{ g fango seco}}{100 \text{ g fango húmedo}} \times \frac{35,16 \text{ g fango húmedo}}{\text{planta}} = 0,02 \text{ g } K_2O/\text{planta} \rightarrow \text{Déficit}$$

Dosis 2  $\rightarrow$  351 g/ 5 repeticiones

Necesidades: N = 0,17 g/planta; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> = 0,06 g/planta; K<sub>2</sub>O = 0,31 g/planta

Valores aportados: N = 0,17 g/planta, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> = 0,64 g/planta y K<sub>2</sub>O = 0,04 g/planta lo que supone, un **exceso de P<sub>2</sub>O** y **déficit de K<sub>2</sub>O**.

Dosis 3  $\rightarrow$  703 g/ 5 repeticiones

Necesidades: N = 0,35 g/planta; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> = 0,12 g/planta; K<sub>2</sub>O = 0,62g/planta.

Valores aportados: N = 0,35 g/planta, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> = 1,28 g/planta y K<sub>2</sub>O = 0,08 g/planta lo que supone, un **exceso de P<sub>2</sub>O** y **déficit de K<sub>2</sub>O**.



## ANEXO 2. Resultados de la ANOVA del tratamiento estadístico.

- Longitud de la hoja más larga

> AOV= aov(LON ~ TRA+DOS+TRA\*DOS); summary(AOV)

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
TRA	4	824.0	206.01	87.101	< 2e-16 ***
DOS	2	84.3	42.16	17.826	1.27e-06 ***
TRA:DOS	6	68.5	11.41	4.825	0.000555 ***
T.D	12	976.8	81.40	34.42	<2e-16 ***
Residuals	52	123.0	2.37		

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

> AOV= NULL; AOV= aov(LONG~ T.D); summary(AOV)

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
T.D	12	976.8	81.40	34.42	<2e-16 ***
Residuals	52	123.0	2.37		

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

- Número total de hojas

> AOV= aov(NUM ~ TRA+DOS+TRA\*DOS); summary(AOV)

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
TRA	4	3583	895.8	110.906	< 2e-16 ***
DOS	2	160	80.2	9.932	0.000222 ***
TRA:DOS	6	117	19.5	2.420	0.038740 *
Residuals	52	420	8.1		

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```
> AOV= NULL; AOV= aov(PES~ T.D); summary(AOV)
```

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
T.D	12	3861	321.7	39.83	<2e-16 ***
Residuals	52	420	8.1		

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

- Peso seco

```
> AOV= aov(PES ~ TRA+DOS+TRA*DOS); summary(AOV)
```

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
TRA	4	1542.7	385.7	123.65	< 2e-16 ***
DOS	2	242.0	121.0	38.79	4.91e-11 ***
TRA:DOS	6	207.5	34.6	11.09	6.29e-08 ***
Residuals	52	162.2	3.1		

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```
> AOV= NULL; AOV= aov(PES ~ T.D); summary(AOV)
```

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
T.D	12	1992.2	166.01	53.23	<2e-16 ***
Residuals	52	162.2	3.12		

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1



- Peso fresco

> AOV= aov(PES.H ~ TRA+DOS+TRA\*DOS); summary(AOV)

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
TRA	4	394556	98639	398.5	< 2e-16 ***
DOS	2	56458	28229	114.1	< 2e-16 ***
TRA:DOS	6	44406	7401	29.9	3.22e-15 ***
Residuals	52	12870	247		

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

> AOV= NULL; AOV= aov(PES.H ~ T.D); summary(AOV)

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
T.D	12	495421	41285	166.8	<2e-16 ***
Residuals	52	12870	247		

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

- Agua drenada

> AOV= aov(H2O ~ TRA+DOS+TRA\*DOS); summary(AOV)

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
TRA	4	3126395	781599	164.81	< 2e-16 ***
DOS	2	329969	164985	34.79	2.57e-10 ***
TRA:DOS	6	229625	38271	8.07	3.52e-06 ***
Residuals	52	246599	4742		

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

> AOV= NULL; AOV= aov(H2O ~ T.D ); summary(AOV)

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
T.D	12	3685989	307166	64.77	<2e-16 ***
Residuals	52	246599	4742		

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

- Contenido de clorofilas A

- Por tratamiento

> AOV= aov(CLF.A ~ TRA+DOS+TRA\*DOS); summary(AOV)

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
TRA	4	0.001119	2.797e-04	15.232	7.7e-12 ***
DOSIS	2	0.000163	8.135e-05	4.430	0.0123 *
TRA:DOSIS	6	0.000250	4.161e-05	2.266	0.0359 *
Residuals	569	0.010447	1.836e-05		

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

> AOV= NULL; AOV= aov(CLF.A ~ T.D); summary(AOV)

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
T.D	12	0.001531	1.276e-04	6.949	8.01e-12 ***
Residuals	569	0.010447	1.836e-05		

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

- Por nivel de hoja y fertilizante

> AOV= aov(CLF.A ~ TRA+NIVEL+TRA\*NIVEL); summary(AOV)

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
TRA	4	0.0000861	2.152e-05	12.778	1.04e-05 ***
NIVEL	2	0.0003274	1.637e-04	97.204	3.10e-12 ***
TRA:NIVEL	8	0.0000727	9.080e-06	5.393	0.000598 ***
Residuals	24	0.0000404	1.680e-06		

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1



> AOV= NULL; AOV= aov(CLF.A ~ T.N); summary(AOV)

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
T.N	14	0.0004861	3.472e-05	20.62	5e-10 ***
Residuals	24	0.0000404	1.680e-06		

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

- Contenido de clorofilas B

- Por tratamiento

> AOV= aov(CLF.B ~ TRA+DOS+TRA\*DOS); summary(AOV)

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
TRA	4	0.0000934	2.334e-05	15.232	7.7e-12 ***
DOSIS	2	0.0000136	6.789e-06	4.430	0.0123 *
TRA:DOSIS	6	0.0000208	3.473e-06	2.266	0.0359 *
Residuals	569	0.0008719	1.532e-06		

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

> AOV= NULL; AOV= aov(CLF.B ~ T.D); summary(AOV)

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
T.D	12	0.0001278	1.065e-05	6.949	8.01e-12 ***
Residuals	569	0.0008719	1.532e-06		

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

- Por nivel de hoja y fertilizante

> AOV= aov(CLF.B ~ TRA+NIVEL+TRA\*NIVEL); summary(AOV)

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
TRA	4	7.184e-06	1.796e-06	12.778	1.04e-05 ***
NIVEL	2	2.732e-05	1.366e-05	97.204	3.10e-12 ***
TRA:NIVEL	8	6.064e-06	7.580e-07	5.393	0.000598 ***
Residuals	24	3.373e-06	1.410e-07		

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

> AOV= NULL; AOV= aov(CLF.B ~ T.N); summary(AOV)

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
T.N	14	4.057e-05	2.898e-06	20.62	5e-10 ***
Residuals	24	3.370e-06	1.405e-07		

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

- Contenido de clorofilas totales

- Por tratamiento

> AOV= aov(CLF.T ~ TRA+DOS+TRA\*DOS); summary(AOV)

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
TRA	4	0.001858	0.0004646	15.232	7.7e-12 ***
DOSIS	2	0.000270	0.0001351	4.430	0.0123 *
TRA:DOSIS	6	0.000415	0.0000691	2.266	0.0359 *
Residuals	569	0.017355	0.0000305		

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

> AOV= NULL; AOV= aov(CLF.T ~ T.D); summary(AOV)

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
T.D	12	0.002543	2.12e-04	6.949	8.01e-12 ***
Residuals	569	0.017355	3.05e-05		

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1



○ Por nivel de hoja y fertilizante

> AOV= aov(CLF.T ~ TRA+NIVEL+TRA\*NIVEL); summary(AOV)

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
TRA	4	0.0001430	3.575e-05	12.778	1.04e-05 ***
NIVEL	2	0.0005439	2.719e-04	97.204	3.10e-12 ***
TRA:NIVEL	8	0.0001207	1.509e-05	5.393	0.000598 ***
Residuals	24	0.0000671	2.800e-06		

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

> AOV= NULL; AOV= aov(CLF.T ~ T.N); summary(AOV)

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
T.N	14	0.0008076	5.768e-05	20.62	5e-10 ***
Residuals	24	0.0000671	2.800e-06		

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

● Contenido de lípidos

> AOV= aov(LIP ~ TRA+DOS+TRA\*DOS); summary(AOV)

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
TRA	4	0.11659	0.029149	18.708	3.44e-09 ***
DOS	2	0.03655	0.018275	11.730	7.65e-05 ***
TRA:DOS	6	0.03769	0.006281	4.031	0.00251 **
Residuals	46	0.07167	0.001558		

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

> AOV= NULL; AOV= aov(LIP ~ T.D ); summary(AOV)

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
T.D	12	0.19083	0.015903	10.21	2.33e-09 ***
Residuals	46	0.07167	0.001558		

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

- Contenido de hidratos de carbono

```
> AOV= aov(CARB.H ~ TRA+DOS+TRA*DOS); summary(AOV)
```

Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	
TRA	4	0.1668	0.04169	2.105	0.0971 .
DOS	2	0.0554	0.02772	1.400	0.2579
TRA:DOS	6	0.3337	0.05562	2.809	0.0218 *
Residuals	42	0.8318	0.01980		

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```
> AOV= NULL; AOV= aov(CARB.H ~ T.D ); summary(AOV)
```

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
T.D	12	0.5559	0.04633	2.339	0.0211 *
Residuals	42	0.8318	0.01980		

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

