

eman ta zabal zazu



Universidad  
del País Vasco

Euskal Herriko  
Unibertsitatea

## **Tesis Doctoral**

# **FARM SCALE APPROACH FOR MITIGATION STRATEGIES OF NITROGEN GAS EMISSION IN THE LAYING HEN MANURE MANAGEMENT CHAIN**

**Eduardo Rosa González**

**Directores:**

**Dr. Haritz Arriaga Sasieta**

**Dra. Pilar Merino Pereda**

**2021**



*«La verdadera ciencia enseña,  
por encima de todo,  
a dudar y a ser  
ignorante.»*

*Miguel de Unamuno*



## Agradecimientos

Era julio de 2016 cuando pisé NEIKER por primera vez con una mezcla de emoción y nervios sabiendo que aquel día emprendía un largo camino hasta llegar de nuevo a julio, pero de 2021. En el camino muchas personas han contribuido a que esta tesis sea una realidad, por ello no quería dejar pasar la oportunidad de dedicarles unas líneas:

En primer lugar, me gustaría agradecer a NEIKER, por poner a mi disposición sus instalaciones y recursos, al Departamento de Conservación de Recursos Naturales, y en concreto, a mis directores de tesis, la Dra. Pilar Merino Pereda y el Dr. Haritz Arriaga Sasieta, el haberme concedido la oportunidad de realizar este trabajo, y su apoyo durante el transcurso del mismo. Dicen que la paciencia es la madre de cualquier ciencia, ya solo por eso, sois grandes científicos. Gracias por todo lo que he aprendido, por vuestras ganas, motivación, ayuda y por los debates interminables sobre los resultados de los ensayos que sin duda han contribuido a hacer de esta tesis, un bonito camino.

Gracias también, *Dank u wel* como se dice allí, a Wageningen University & Research por poner a mi disposición sus instalaciones para el desarrollo de mi estancia en Países Bajos. En especial, gracias Dr. Julio Mosquera por todo lo aprendido, tu ayuda me ha permitido potenciar mis conocimientos y habilidades. Gracias también a la comisión académica del Programa de Doctorado de Agrobiología Ambiental, en especial a la coordinadora y mi tutora la Dra. Carmen González Murua. Asimismo, quiero agradecer al Departamento de Desarrollo Económico, Sostenibilidad y Medio Ambiente el haberme otorgado una beca predoctoral para la realización de este trabajo.

Por otro lado, me gustaría agradecer a todas las personas que han contribuido a que este trabajo haya sido posible. Dentro de NEIKER, a todos los compañeros que habéis hecho que cada día aprendiese algo nuevo: Oihane, Leire, Marta, Julen, Joseba, Garazi, Iker, Iñigo,

June, Maite, Álvaro, Aitor, Miriam, Rakel y los demás compañeros... ¡Aupa equipo matojis y equipo gases!

A mi familia, en especial a Apa, Ama, Javi y Nerea que siempre estáis apoyándome y ahora también a Unai, que con su mirada sé que me apoya, aunque todavía no hable, y a los que ya no pueden hablar, pero estén donde estén también sé que me apoyan.

A esa otra familia, la cuadrilla, los que siempre me brindan su apoyo, o la copa, o las dos a la vez. Hoy brindo yo por vosotros y porque sigamos brindando; Nagore, David, Sergio, Juanma y los demás, ¡Eskerrik asko por el apoyo durante esta tesis!

Gracias también a esa otra cuadrilla más lejana del sur, la peña Ceda el Vaso, porque con la alegría que supone ir al pueblo y pasar tiempo con vosotros, cuando uno tiene que volver al trabajo, lo hace con más ganas.

*Mila esker!*

*Edu*

## Resumen

La intensificación de la avicultura de puesta ha permitido satisfacer la demanda mundial de huevos y sus derivados desde mediados del siglo pasado hasta el presente. Se prevé que el sector siga creciendo en los próximos años a nivel mundial impulsado por el aumento poblacional. Como contrapartida, la actividad avícola intensiva genera emisiones gaseosas de N a la atmósfera, que son actualmente objeto de regulación por parte de las instituciones europeas y nacionales. Las emisiones de amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) son la principal fuente de emisión de la avicultura de puesta, estando las explotaciones con más de 40.000 gallinas alojadas obligadas a reportar dichas emisiones de  $\text{NH}_3$  al Inventario Nacional de Contaminantes Atmosféricos. Para ello se utilizan factores de emisión basados en el conocimiento científico-técnico actual de la actividad, los cuales no siempre recogen la variabilidad de los diferentes sistemas de gestión de las explotaciones, ni su interacción con las condiciones climáticas locales. A nivel nacional concretamente, los factores de emisión empleados tienen una alta incertidumbre debido, en parte, a los escasos estudios de monitorización llevados a cabo para cuantificar las emisiones. Además de reportar las emisiones de  $\text{NH}_3$ , las explotaciones intensivas de más de 40.000 gallinas también están obligadas a la implantación de las Mejores Técnicas Disponibles (MTD) para mitigar sus impactos al medio. En este sentido, el túnel de secado de gallinaza es una tecnología empleada para reducir las emisiones de  $\text{NH}_3$  a partir de la reducción del contenido en humedad de la gallinaza. Asimismo, la implantación de esta tecnología facilita la gestión de la gallinaza en las explotaciones debido a la reducción del volumen de gallinaza alcanzado al final del proceso de secado que facilita su aplicación agronómica.

El objetivo general de la presente Tesis Doctoral es contribuir al conocimiento sobre la magnitud de las pérdidas de gases nitrogenados de las explotaciones avícolas de puesta intensivas y estudiar la eficiencia de medidas de mitigación de la emisión de gases nitrogenados en las mismas a través de los siguientes ámbitos: (i) la idoneidad de diferentes técnicas directas e indirectas para la estimación de la tasa de ventilación de las naves, (ii) la evaluación de la emisión de NH<sub>3</sub> en naves equipadas con un túnel de secado de gallinaza, (iii) el establecimiento de una estrategia de medidas intermitentes de NH<sub>3</sub> como alternativa a las medidas en continuo, y (iv) el uso de una perspectiva holística para evaluar las pérdidas de NH<sub>3</sub> y óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) asociadas a diferentes manejos de la gallinaza desde su generación hasta su aplicación en campo.

Los resultados obtenidos indicaron que la tasa de ventilación media anual estimada con la metodología del anemómetro de hilo caliente (método directo de referencia) fue de  $5,3 \pm 2,9 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ gallina}^{-1}$  en una explotación avícola situada en clima sub-mediterráneo. La incertidumbre asociada a dicha tasa de ventilación osciló entre 5,4% y 9,6%, dependiendo de las condiciones de ventilación. El método alternativo estudiado, el cual se realizó mediante el control periódico de la velocidad de rotación de 15 ventiladores de la nave, sobreestimó el caudal medio anual en un 8,3%. La estimación de la tasa de ventilación mediante el método indirecto denominado balance de CO<sub>2</sub> sobreestimó la tasa media anual de ventilación en un 18%. El análisis de correlación entre las 3 metodologías mostró una fuerte correlación entre el método indirecto de balance de CO<sub>2</sub> y los dos métodos anteriores ( $R = 0,85$ ).

En cuanto a la emisión de NH<sub>3</sub>, la emisión anual media en el alojamiento fue de  $93,8 \pm 40,9 \text{ mg NH}_3 \text{ día}^{-1} \text{ gallina}^{-1}$ , con una incertidumbre media asociada del 9,7%. La estimación de la tasa de ventilación contribuyó en mayor grado a la incertidumbre asociada a la emisión (82,4%) que la medida de la concentración de NH<sub>3</sub>. El balance de masas de N, metodología alternativa para la estimación de la emisión de NH<sub>3</sub> en alojamientos, resultó ser un buen estimador ya que alcanzó una sobreestimación media anual del 5%. No obstante, el balance de masas de N perdió sensibilidad para recoger las variaciones de la emisión en periodos de tiempo cortos al utilizar datos de entradas y salidas al sistema bisemanales. La emisión media de NH<sub>3</sub> del túnel de secado de gallinaza fue de  $209,3 \pm 95,1 \text{ mg NH}_3 \text{ día}^{-1} \text{ gallina}^{-1}$ . La emisión de NH<sub>3</sub> se



correlacionó significativamente con la temperatura ( $R=0,43$ ) y la humedad relativa ( $R=0,31$ ) exterior. La emisión de  $\text{NH}_3$  procedente del túnel de secado disminuyó acorde al aumento de materia seca de la gallinaza. Con el objeto de crear un modelo estadístico para estimar la emisión de  $\text{NH}_3$  del alojamiento, la temperatura exterior resultó ser el principal factor explicativo de la emisión (46%). Con respecto a las estrategias de muestreo intermitentes, los resultados demostraron que la frecuencia mensual puede ser considerada como válida ya que el error relativo observado fue inferior al 15% con respecto a las medidas realizadas en continuo.

En relación a las emisiones de gases nitrogenados asociados a la cadena de manejo de gallinaza, diferentes técnicas de mitigación de emisiones fueron corroboradas. En la etapa de alojamiento se estableció una relación exponencial entre la emisión de  $\text{NH}_3$  y el tiempo de permanencia de la gallinaza en el interior del alojamiento (reducción del 70% de la emisión de  $\text{NH}_3$  pasando de una frecuencia de retirada de 4 días a una frecuencia diaria). Respecto al almacenamiento de las deyecciones, almacenar la gallinaza seca tras su paso por el túnel de secado mostró una reducción de las emisiones de  $\text{NH}_3$  del 91% con respecto al almacenamiento de gallinaza fresca. En la fase de aplicación de la gallinaza a campo, la emisión de N ( $\text{NH}_3 + \text{N}_2\text{O}$ ) disminuyó significativamente (i) por la aplicación superficial de gallinaza seca sobre pradera (-79%), (ii) por la incorporación de gallinaza fresca en la pradera (-78%) y (iii) por la incorporación de gallinaza seca (-84%). Aunque la incorporación de la gallinaza fresca promovió la emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  (+83%), la emisión evitada en términos de  $\text{NH}_3$ , dio lugar a una menor pérdida de N total (-75%).

A partir de estos resultados se concluye que: (i) respecto a la estimación de la tasa de ventilación y emisión de  $\text{NH}_3$  en el alojamiento, es viable avanzar hacia el uso de instrumentos y estrategias que faciliten las medidas sin reducir significativamente la precisión del valor y que, (ii) la aplicación de MTD en las diferentes etapas de la cadena de manejo de la gallinaza, como la remoción frecuente, el secado y la incorporación en campo de la misma, puede suponer una mitigación entre un 20% y un 50% de pérdidas gaseosas de N a la atmósfera, dependiendo de las medidas adoptadas.



## Laburpena

Aurreko mendearen erdialdetik gaur egun arte, arrautzen eta horien eratorrien mundu-mailako eskaria asetu izan da erruteko hegazti-hazkuntza sektorearen areagotzeari esker. Biztanleriaren gorakadak bultzatuta, aurreikus daiteke sektoreak hazten jarraituko duela mundu mailan datozen urteetan. Hegazti-hazkuntzaren jarduera intentsiboak N gas-isurpen esanguratsuak dakartza. Gaur egun, isurpen hauek Europako zein Estatu mailako erakundeek arautzen dituzte. Hauen artean, amoniakoa ( $\text{NH}_3$ ) da erruteko hegazti-hazkuntza sektorearen isurketa-iturri nagusia. Zentzu honetan, 40.000 oilo baino gehiago dituzten ustiategiak Atmosferako Kutsatzaileen Inbentario Nazionalera sortutako  $\text{NH}_3$  isurketen berri ematera behartuta daude. Horretarako, jardueraren egungo ezagutza zientifiko-teknikoan oinarrituriko isurketa faktoreak erabiltzen dira. Hala ere, faktore horiek ez dute beti azaltzen ustiategien kudeaketa-sistemen aldakortasuna, ezta tokiko klima baldintzekin duten interakzioa ere. Estatu mailan erabilitako isurketa faktoreek ziurgabetasun handia dute, neurri batean, isurketak kuantifikatzeko egindako monitorizazio ikerketa kopuru mugatuagatik. 40.000 oilo baino gehiagoko ustiategi intentsiboek,  $\text{NH}_3$  isurketen berri emateaz gain, Teknika Erabilgarri Onenak (TEO) ezartzera behartuta daude, ingurunean sortzen dituzten inpaktu desberdinak arintzeko. Ildo horretan, oilo-zirina lehortzeko tunela,  $\text{NH}_3$  isurketak murrizteko erabiltzen den teknologia bat da, oilo-zirinarenean hezetasun edukiaren murrizpenean

oinarrizten dena. Era berean, ustiatzietan teknologia hori ezartzeak oilo-zirinaren kudeaketa errazten du, lehortze-prozesuaren amaieran lortutako oilo-zirinaren bolumena murriztu egiten baita, aplikazio agronomikoa erraztuz.

Doktorego-tesi honen helburu orokorra erruteko hegazti-ustiatzietan nitrogeno gasen galeren magnitudearen ezagutzen sakontzea da, horietan isurketak murrizteko neurrien eraginkortasuna aztertuz, honako eremu hauetan: (i) oilategietako aireztapen-tasa estimatzeko zuzeneko eta zeharkako tekniken egokitasuna, (ii) oilo-zirina lehortzeko tunela duten oilategietan  $\text{NH}_3$  isurketen kuantifikazioa, (iii)  $\text{NH}_3$ -aren aldizkako neurriak ezartzeko estrategia aztertzea etengabeko neurrien alternatiba gisa, eta (iv) oilo-zirinaren kudeaketa desberdinei lotutako  $\text{NH}_3$  eta oxido nitrosoaren ( $\text{N}_2\text{O}$ ) galerak ikertzea oilategien ikuspegi holistikoa erabiliz.

Aireztapen-tasari dagokionean, hari-anemometro beroaren metodoaz (erreferentziazko metodo zuzena) estimatutako urteko batez besteko aireztapen-tasa  $5,3 \pm 2,9 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ oilo}^{-1}$  izan zen klima submediterranea kokatutako hegazti-ustiatzietan. Aireztapen-tasa horri lotutako ziurgabetasuna % 5,4 eta % 9,6 artekoa izan zen, aireztapen-baldintzen arabera. Aztertutako metodo alternatibo zuzenak, non oilategiko 15 haizagailuren errotaio-abiadura aldizka kontrolatu zen, urteko batez besteko aireztapen-tasa % 8,3 gainestimatu zuen. Metodo ez-zuzena den  $\text{CO}_2$  balantzea erabiliz, urteko batez besteko aireztapen-tasaren estimazioa % 18 gainestimatu zuen. Hiru metodoen arteko korrelazio-analisiak,  $\text{CO}_2$  balantzearen eta bi metodo zuzenen artean korrelazio esanguratsua zela ( $R = 0,85$ ) erakutsi zuen.

$\text{NH}_3$  isurketari dagokionez, oilategiaren urteko batez besteko  $\text{NH}_3$  isurketa  $93,8 \pm 40,9 \text{ mg NH}_3 \text{ egun}^{-1} \text{ oilo}^{-1}$  izan zen, batez besteko ziurgabetasuna % 9,7koa zelarik. Aireztapen-tasaren estimazioak eragin handiagoa izan zuen isurketari lotutako ziurgabetasunean (% 82,4),  $\text{NH}_3$  kontzentrazioaren neurketek egin zutena baino. Nitrogeno masen balantzea, oilategien  $\text{NH}_3$ -ren isurketa maila estimatzeko metodologia alternatiboa dena,  $\text{NH}_3$  isurien estimatzaile ona izan zen urteko batez besteko % 5eko gainestimazioa lortu baitzuen. Hala ere, N masen balantzeak isurketen aldagarritasuna epe laburretan azaltzeko sentzibilitatea galdu zuen sistemaren sarrera eta irteera datuak astean bitan neurtzerakoan. Oilo-zirina

lehortzeko tunelaren batez besteko  $\text{NH}_3$  isurketa  $209,3 \pm 95.1 \text{ mg NH}_3 \text{ egun}^{-1} \text{ oilo}^{-1}$  izan zen.  $\text{NH}_3$  isurketek korrelazio esanguratsua izan zuten aireko tenperatura ( $R = 0,43$ ) eta hezetasun erlatiboarekin ( $R = 0,31$ ). Lehortze-tuneleko  $\text{NH}_3$  isuria esanguratsuki gutxitu zen oilo-zirinaren materia lehorra handitu ahala. Oilategiaren  $\text{NH}_3$  isuria estimatzeko modelo estatistiko bat garatzerako orduan, kanpoko aire tenperatura izan zen isuria azaltzen zuen faktore esplikatzailerik esanguratsua (% 46). Aldizkako laginketa-estrategiei dagokienez, hileroko maiztasuna baliozkotzat jo daiteke etengabe egindako neurriekin alderatuta  $\text{NH}_3$  isuriaren errore erlatiboa % 15 baino txikiagoa izan baitzen.

Oilo-zirinaren kudeaketari lotutako N gasen isurketei dagokienez,  $\text{NH}_3$  eta  $\text{N}_2\text{O}$  isurketak arintzeko hainbat teknika berretsi ziren. Erlazio esponontzial bat ezarri zen  $\text{NH}_3$  isurketaren eta oilo-zirinak oilategiaren barruan igarotzen duen denboraren artean (lau eguneko erretiratze maiztasunetik eguneko erretiratze maiztasunera pasatzen denean,  $\text{NH}_3$  isuriaren % 70eko murrizketa lortu zen). Oilo-zirina biltegitratzeari dagokionez, lehortutako oilo-zirinak % 91 murriztu zuen  $\text{NH}_3$  isuria oilo-zirin freskoa biltegitratzearekin alderatuta. Oilo-zirina landan aplikatzerakoan, N isuria ( $\text{NH}_3 + \text{N}_2\text{O}$ ) nabarmen murrizten zen (i) larrearen gainazalean oilo-zirin lehorra aplikatzean (-% 79), (ii) larrean oilo-zirin freskoa lurperatzeagatik (-% 78), eta (iii) larrean oilo-zirin lehorra lurperatzeagatik (-% 84). Nahiz eta oilo-zirin freskoa lurperatzeak  $\text{N}_2\text{O}$  emisioak areagotu zituen (+% 83),  $\text{NH}_3$  gisa ekidindako isuriak N galera orokorra gutxitu zuen (-% 75).

Emaitza hauek kontuan hartuta, honako hau ondorioztatzen da: (i) oilategiaren  $\text{NH}_3$ -ren aireztapen tasari eta  $\text{NH}_3$  isuriari loturiko estimazioari dagokionez, bideragarria da neurketak erraztuko dituzten tresnen eta estrategien erabilpena sustatzea lortutako  $\text{NH}_3$  isurien balioen zehaztasuna nabarmen murriztu gabe, eta (ii) TEO ezberdinen erabilera oilo-zirinaren kudeaketa sisteman, hala nola, oilo-zirinaren erretiratze maiztasuna handitzeak, berau lehortzeak zein ongari bezala lurperatzeak, N gasen isurien % 20 eta % 50 arteko arintzea sor dezake.



## Abstract

The intensification of laying hen sector has met the world's demand for eggs and their derivatives from the middle of the last century up to the present. The sector is expected to continue to grow globally in the coming years, driven by population growth. On the other hand, intensive laying hen farming generates nitrogen gaseous losses into the atmosphere, which are currently regulated by European and national institutions. Ammonia ( $\text{NH}_3$ ) emissions are the main source of emissions from laying hens, with farms with more than 40,000 housed laying hens required to report these  $\text{NH}_3$  emissions to the National Air Pollutants Inventory. For this purpose, emission factors based on current scientific and technical knowledge of the topic are used, which do not always take into account the variability of the different management systems of the farms, nor their interaction with local climatic conditions. In particular, on a national scale, the emission factors used have a high uncertainty due, in part, to the limited monitoring studies carried out to quantify these emissions. In addition to reporting  $\text{NH}_3$  emissions, intensive farms with more than 40,000 hens are also required to implement Best Available Techniques (BAT) to mitigate their environmental impacts. In this sense, the manure drying tunnel is a technology used to reduce  $\text{NH}_3$  emissions by reducing the moisture content of the manure. Likewise, the implementation of this technology facilitates the management of laying hen manure on farms due to the reduction in the volume of manure achieved at the end of the drying process, which facilitates its agronomic application.

The main objective of this Doctoral Thesis is to contribute to the knowledge on the magnitude of nitrogen gas losses from intensive laying hen farms as well as to study the efficiency of nitrogen gas emission mitigation measures in intensive laying hen

farms through the following areas: (i) the suitability of direct and indirect techniques for the estimation of building ventilation rate, (ii) the assessment of NH<sub>3</sub> emission in farms equipped with a manure drying tunnel, (iii) the implementation of an intermittent NH<sub>3</sub> measurements strategy as an alternative to the continuous monitoring, and (iv) the use of a holistic perspective to assess NH<sub>3</sub> and nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) losses associated with different laying hen manure management chain from its generation to field application.

The obtained results indicated that the mean annual ventilation rate estimated with the hot wire anemometer methodology (direct reference method) was  $5.3 \pm 2.9 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ hen}^{-1}$  in a laying hen farm located in a Sub-Mediterranean climate. The uncertainty associated with this ventilation rate ranged from 5.4% to 9.6%, depending on the ventilation conditions. The studied alternative method, which was performed by periodically monitoring the rotational speed of 15 fans within the building, overestimated the annual average ventilation rate by 8.3%. The estimation of the ventilation rate by the indirect method referred to as CO<sub>2</sub> balance overestimated the average annual ventilation rate by 18%. Correlation analysis between the 3 methodologies showed a strong correlation between the indirect CO<sub>2</sub> balance method and the two previous methods ( $R=0.85$ ).

Regarding NH<sub>3</sub> emission, the mean annual emission in the housing was  $93.8 \pm 40.9 \text{ mg NH}_3 \text{ day}^{-1} \text{ hen}^{-1}$ , with an associated mean uncertainty of 9.7%. The estimation of the ventilation rate contributed more to the uncertainty associated with the emission (82.4%) than to the measurement of NH<sub>3</sub> concentration. The N mass balance, an alternative methodology for the estimation of NH<sub>3</sub> emission in housing, proved to be a good estimator as it achieved an average annual overestimation of 5%. However, the N mass balance lost precision to observe emission variations over short periods of time owing to the using of twice-weekly input and output data to the system. The average NH<sub>3</sub> emission from the manure drying tunnel was  $209.3 \pm 95.1 \text{ mg NH}_3 \text{ day}^{-1} \text{ hen}^{-1}$ . NH<sub>3</sub> emission was significantly correlated with the temperature ( $R=0.43$ ) and the outside relative humidity ( $R=0.31$ ). Ammonia emission from the drying tunnel decreased with increasing dry matter of laying hen manure. In order to create a statistical model to estimate the NH<sub>3</sub> emission from the housing, the outside temperature was found to be the main factor explaining the emission (46%).



Regarding the intermittent sampling strategies, the results showed that the monthly frequency can be considered as valid since the relative error observed was less than 15% with respect to the continuous measurements.

In regard to nitrogen gas emissions associated with the laying hen manure management chain, different emission mitigation techniques were corroborated. In the housing stage, an exponential relationship was established between  $\text{NH}_3$  emissions and the time the manure remains in the housing (70% reduction of  $\text{NH}_3$  emissions from a 4-day to a daily removal frequency). Regarding manure storage, storing dry manure after the drying tunnel showed a 91% reduction in  $\text{NH}_3$  emissions as compared to storing of fresh manure. In the field application stage, N emissions ( $\text{NH}_3 + \text{N}_2\text{O}$ ) decreased significantly (i) by surface application of dry manure on grassland (-79%), (ii) by incorporation of fresh manure on grassland (-78%) and (iii) by incorporation of dry manure (-84%). Although the incorporation of fresh laying hen manure promoted  $\text{N}_2\text{O}$  emission (+83%), the avoided emission in terms of  $\text{NH}_3$  resulted in a lower total N loss (-75%).

On the basis of these results it is concluded that: (i) concerning the estimation of the ventilation rate and emission of  $\text{NH}_3$  at housing stage, it is feasible to move towards the use of tools and strategies that facilitate measurements without significantly reducing the accuracy of the value, and that (ii) the application of BAT at different stages of the manure management chain, such as frequent removal, drying and field incorporation of manure, can lead to a mitigation of between 20% and 50% of gaseous N losses to the atmosphere depending on the measures adopted.

## Publicaciones generadas

Yo, Eduardo Rosa González, declaro que:

Esta Tesis Doctoral ha generado tres artículos ya publicados en revistas indexadas JCR así como un artículo que actualmente se encuentran bajo revisión:

1. Rosa, E., Arriaga, H., Calvet, S., & Merino, P. (2019). Assessing ventilation rate measurements in a mechanically ventilated laying hen facility. *Poultry Science*, 98(3), 1211–1221. (Ver Capítulo 3)  
<https://doi.org/10.3382/ps/pey524>.
2. Rosa, E., Arriaga, H., & Merino, P. (2020). Ammonia emission from a manure-belt laying hen facility equipped with an external manure drying tunnel. *Journal of Cleaner Production*, 251, 119591. (Ver Capítulo 4)  
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119591>.
3. Rosa, E., Mosquera, J., Arriaga, H., Montalvo, G., & Merino, P. (2021). Ammonia emission modelling and reduced sampling strategies in cage-based laying hen facilities. *Biosystems Engineering*, 204, 304–311. (Ver Capítulo 5). <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2021.02.002>.
4. Rosa, E., Arriaga, H., & Merino, P. (2021). Strategies to mitigate ammonia and nitrous oxide losses across manure management chain from intensive laying hen farms. *Science of the Total Environment*. Under review. (Ver Capítulo 6)

Asimismo, el presente trabajo ha generado cinco comunicaciones de poster y una comunicación oral a congresos:

1. Rosa, E., Arriaga, H., Alberdi, O., Merino, P. (2017). Análisis de la concentración de GEI y NH<sub>3</sub> en una granja de avícola de puesta equipada con un secadero de gallinaza. Poster. *V Congreso Remedia Workshop*. Barcelona (España).
2. Rosa, E., Arriaga, H., Merino, P. (2017). Ammonia emission in a laying hen building equipped with an external manure drying tunnel at lab scale. Poster. *Emissions of Gas and Dust from Livestock (EmiLi)*. Saint Malo (France).
3. Rosa, E., Arriaga, H., Merino, P. (2017). Nitrous oxide evolution in grassland after different laying hen manure landspreading. Poster. *Manure Resource*. Eindhoven (The Netherlands).
4. Rosa, E., Arriaga, H., Merino, P. (2018). Emisión de NH<sub>3</sub> en un túnel de secado de gallinaza. Poster. *VI Congreso Remedia Workshop*. Granada (España).
5. Rosa, E., Arriaga, H., Merino, P. (2018). Dinámica del Nitrógeno en suelo tras la aplicación de gallinaza. Poster. *VIII Congreso Ibérico de Ciencias del Suelo (CICS)*. Donostia (España).
6. Rosa, E., Arriaga, H., Artetxe, A., del Hierro, O., Merino, P. (2020). Predicción de la emisión de NH<sub>3</sub> en el periodo 2020-2100 en explotaciones de gallinas ponedoras en clima atlántico bajo el escenario climático RCP8.5. *VIII Congreso Remedia Workshop*. Elche (España).



# General Index

<b>CAPÍTULO 1.....</b>	<b>1</b>
1. Introducción general .....	3
1.1 El sector avícola de puesta: una mirada local en un contexto global .....	3
1.1.1 Estado de la avicultura de puesta a escala global .....	3
1.1.2 El sector avícola de puesta a nivel nacional .....	7
1.1.3 El sector avícola de puesta en la Comunidad Autónoma del País Vasco.....	11
1.2 Contexto normativo ambiental relativo a la producción ganadera y avícola de puesta en la Unión Europea.....	13
1.3 La contribución de la producción agroganadera a las emisiones atmosféricas de GEI y NH <sub>3</sub> .....	15
1.4 Impacto ambiental de las explotaciones avícolas de puesta .....	17
1.4.1. Implicaciones de las emisiones de NH <sub>3</sub> en las explotaciones avícolas de puesta y el medio ambiente.....	20
1.4.1.2 Implicaciones de las emisiones de N <sub>2</sub> O en las explotaciones avícolas de puesta y el medio ambiente.....	23
1.4.2 Otros gases derivados de la actividad avícola .....	24
1.4.2.1 Dióxido de carbono.....	24
1.4.2.2 Metano .....	25
1.5 Cálculo de las emisiones de gases y su incertidumbre asociada en alojamientos de avícola de puesta.....	25
1.5.1 Estimación directa de la emisión .....	28

1.5.2 Estimación indirecta de la emisión por balance de masas.....	29
1.5.3 Estrategias de cuantificación de emisiones en alojamiento con muestreos intermitentes .....	29
1.6 Medición de la concentración de gases en alojamientos de avícola de puesta.....	30
1.7 Medición de la tasa de ventilación en las naves avícolas de puesta.....	31
1.7.1 Métodos de cálculo de la tasa de ventilación .....	33
1.8 Reducción de emisiones a lo largo de la cadena de manejo de gallinaza.....	36
1.8.1 Túnel de secado de gallinaza .....	37
1.8.2 Combinación de técnicas mitigadoras en la cadena de manejo de gallinaza.....	39
1.9 Enfoque integrado de las emisiones y su modelización .....	40

## **CAPÍTULO 2 .....** 43

2. Justificación y objetivos .....	45
2.1 Justificación.....	45
2.2 Objetivo general y específicos de la tesis.....	47

## **CAPÍTULO 3 .....** 49

Abstract.....	51
3. Assessing ventilation rate measurements in a mechanically ventilated laying hen facility .....	52
3.1 Introduction .....	52
3.2 Materials and Methods .....	54
3.2.1 Housing and animals .....	54
3.2.3 Environmental measurements .....	55
3.2.4 Direct measurement of ventilation rate .....	56
3.2.5 Indirect measurement of building ventilation rate.....	59
3.3 Results and Discussion .....	62
3.3.1 Environmental Conditions.....	62

3.3.2 Fan Calibrations .....	63
3.3.3 Ventilation rates calculation .....	67
3.4 Main results.....	72

## **CAPÍTULO 4..... 73**

Abstract.....	75
4. Ammonia emission from a manure belt laying hen facility equipped with an external manure drying tunnel.....	76
4.1 Introduction.....	76
4.2 Material and methods.....	78
4.2.1 Laying hen facility .....	78
4.2.2 Climate conditions .....	78
4.2.3 Manure management and manure drying tunnel system .....	79
4.2.4 Ammonia concentration monitoring.....	81
4.2.5 Ammonia emission calculation and uncertainty .....	82
4.2.6 Nitrogen mass balance method .....	83
4.2.7 Statistical analysis.....	84
4.3. Results and Discussion .....	86
4.3.1 Manure composition .....	86
4.3.2 Ammonia emission from the building .....	89
4.3.3 Ammonia emission in the manure drying tunnel.....	93
4.3.4 Nitrogen mass balance .....	96
4.4 Conclusions.....	98

## **CAPÍTULO 5..... 99**

Abstract.....	101
5. Ammonia emission modelling and reduced sampling strategies in cage-based laying hen facilities .....	102
5.1 Introduction.....	102
5.2. Material and methods.....	104
5.2.1. Datasets .....	104

5.2.2 Statistical model structure and application.....	106
5.2.3 Selection and precision of the intermittent measurement strategies.....	106
5.3. Results and Discussion.....	107
5.3.1 Development of the model.....	107
5.3.2 Reduced sampling strategies.....	111
5.4. Conclusions.....	114

## **CAPÍTULO 6.....115**

Abstract.....	117
6. Strategies to mitigate ammonia and nitrous oxide losses across manure management chain from intensive laying hen farms.....	118
6.1. Introduction.....	118
6.2. Material and methods.....	121
6.2.1 Housing stage N emission and manure removal frequency.....	121
6.2.1.1 Manure drying tunnel.....	121
6.2.2 Storage stage N emission.....	122
6.2.3 Land application stage N emission.....	123
6.2.4 Manure management chain approach.....	125
6.3. Results and discussion.....	127
6.3.1 Housing stage emission and manure removal frequency.....	127
6.3.2 Storage stage emission.....	129
6.3.3 Land application stage emission.....	132
6.3.3.1 Ammonia losses.....	132
6.3.3.2 Nitrous oxide losses.....	134
6.3.4 Manure management chain.....	138
6.4. Conclusions.....	140

## **CAPÍTULO 7.....141**

7.1 Discusión general.....	143
7.1.1 Antecedentes.....	143



7.1.2 Hacia la mitigación de las emisiones de NH3 en el sector avícola de puesta intensivo .....	145
7.1.3 La ventilación, fundamental para ajustar la emisión de NH3 de los alojamientos de avícola de puesta .....	148
7.1.4 Presente y futuro de la monitorización de las emisiones en alojamiento.....	151
7.1.5 Control intermitente de la emisión de NH3 en las explotaciones.....	154
7.1.6 El túnel de secado de la gallinaza y otras acciones mitigadoras de la emisión de N .....	156
7.1.7 La valorización de la gallinaza en el contexto de economía circular .....	159
7.1.8 Otros impactos. El papel de los GEI en las explotaciones avícolas de puesta .....	161
7.1.9 Consideraciones finales .....	164

## **CAPÍTULO 8..... 165**

8.1 Conclusiones.....	167
8.2 Retos futuros .....	171

## **REFERENCIAS..... 173**





Raza: Euskal Oiloa  
Variedad: *Marraduna*

# Capítulo 1:

## Introducción general



# 1. Introducción general

**E**ste capítulo pretende sumergir al lector en el marco en que se desarrolla el presente trabajo de tesis dentro del sector avícola de puesta. Para ello, se comenzará describiendo su importancia desde los orígenes a su estado actual a escala mundial, europea, nacional y regional. Así mismo, se introduce el marco legal y las principales cuestiones medioambientales asociadas a la producción de huevos en granjas intensivas.

## 1.1 El sector avícola de puesta: una mirada local en un contexto global

### 1.1.1 Estado de la avicultura de puesta a escala global

Los huevos de gallina son una fuente de proteína de alta calidad, de vitaminas y de minerales esenciales. Tanto por su perfil de aminoácidos como por su alta digestibilidad, tienen un impacto muy beneficioso en la salud de la población mundial (FAO, 2015b). El huevo es un alimento consumido por el ser humano desde hace aproximadamente 8.000 años, cuando los habitantes de regiones asiáticas comenzaron la domesticación de las gallinas salvajes (*Gallus gallus*). Desde Asia, las gallinas domésticas fueron introducidas a Mesopotamia y de ahí, en la antigua Grecia. Se cree que el período de mayor dispersión fue en la Edad de Hierro. Desde esta época hasta bien entrado el siglo XX, la avicultura ha sido una actividad ligada al autoconsumo en el medio rural. Es a principios del siglo XX cuando se iniciaron los primeros pasos para lo que sería la industrialización de la avicultura. A partir de 1960 surgió la avicultura intensiva, en donde la selección de razas de gallinas autóctonas permitió mejorar la productividad de las mismas (Alders, 2005). La industrialización comenzó con la selección genética de la raza Leghorn, punto de

partida de las razas actuales y los avances en nutrición y patología aviar (Instituto de Estudios del Huevo, 2009).

La intensificación de la producción ha contribuido a satisfacer la demanda alimentaria mundial desde la segunda mitad del siglo XX hasta la actualidad. Las estimaciones de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) en su informe de 2017 “El futuro de la alimentación y la agricultura: Tendencias y desafíos”, apuntan a un aumento de la presión sobre los sistemas alimentarios mundiales debido a que la demanda de alimentos se incrementará para 2050 en un 50% con respecto a los niveles actuales (FAO, 2017). Concretamente, se prevé un aumento del 40% en la demanda mundial de huevos (FAO, 2018). Este aumento coincide con las previsiones de la Organización de Naciones Unidas (ONU), quien pronostica que la población mundial aumentará de los 7.700 millones actuales a los 9.700 millones de personas en 2050 (UN, 2019).

---

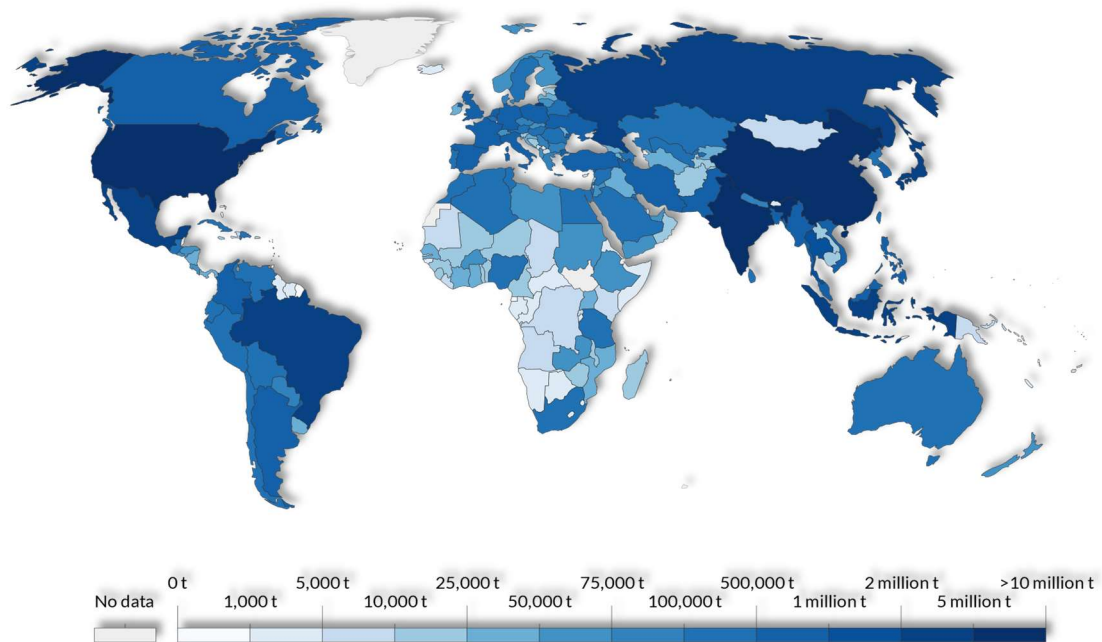
Con las previsiones de la FAO y la ONU, las preguntas que surgen son: ¿Cómo se gestionará la demanda mundial de huevos en el futuro próximo? ¿Se priorizará la producción intensiva frente a la extensiva para satisfacer la demanda?

---

Según la base de datos de la FAO, la producción mundial de huevos alcanzó los 1,6 billones de huevos en 2019, el equivalente a 83,5 millones de toneladas (FAOSTAT, 2021). En las últimas dos décadas, la producción mundial de huevos ha aumentado un 39,4%, y mantiene una tendencia alcista, situándose el crecimiento interanual por encima del 1,3% en los últimos 10 años. Sin embargo, los crecimientos han sido dispares entre continentes, dándose un mayor crecimiento en África, Asia y Oceanía ( $\approx 40\%$ ) en contraste con el 12,8% observado en Europa. Actualmente, Asia es el continente que más huevos aporta a la producción mundial, con un 60%. El peso relativo del resto de continentes en la producción mundial de huevos es significativamente inferior: América (19,2%), Europa (11,9%), África (8,6%) y Oceanía (0,3%). Por países, China es el mayor productor mundial (42%), seguido de los Estados Unidos (7%) y la India (6%) (Figura 1.1).

El consumo de huevos es también muy dispar entre continentes. En África, pese a que está aumentando, llama la atención la escasa producción de huevos en

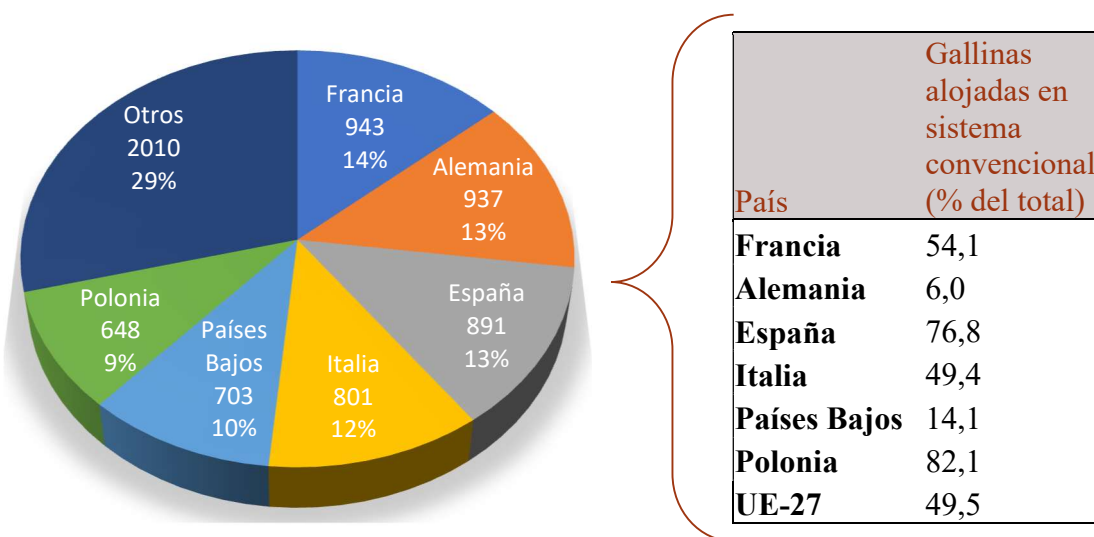
algunos países del África subsahariana (Figura 1.1), que en algunos casos incluso ha disminuido en las últimas décadas. El escaso patrón de consumo de huevos en poblaciones rurales de África se debe, entre otras causas, a la falta de conocimientos nutricionales, al elevado coste de los huevos y al descenso de la cría doméstica de aves de corral. La avicultura intensiva está facilitando el acceso a los huevos, rebajando su precio a niveles asequibles para la población. También es cierto que este tipo de avicultura introduce nuevos desafíos relacionados con el bienestar animal, los antibióticos y los costes medioambientales, presentando así dificultades para subsistir de aquellos pequeños productores que quedan excluidos del mercado (FAO, 2019). Estos desafíos debieran ser tratados mediante técnicas de minimización de impactos que en regiones desarrolladas como Europa ya se están implantando.



**Figura 1.1:** Producción mundial de huevos (en toneladas) por país en 2019. Fuente: FAOSTAT, 2021

El número total de gallinas ponedoras a nivel mundial alcanzó la cifra de 7,5 mil millones de gallinas en 2019. Por continentes, Asia concentró el 66,6% de la población mundial, seguido de América (15,5%), Europa (10,5%), África (7,2%) y Oceanía (0,3%). El censo mundial de gallinas ha seguido una tendencia alcista en los últimos 20 años. En este periodo de tiempo, el aumento medio global de la población de gallinas ha sido del 34,1%. Las tendencias han sido positivas en todos los continentes, siendo mayor en Asia (39,2%) en relación a África (34,3%) América

(26,2%), Oceanía (23,5%) y Europa (13,6%) (FAOSTAT, 2021). En el caso de Europa, el menor aumento observado se atribuye a los cambios sustanciales que sufrió el sector avícola de puesta como consecuencia de la entrada en vigor de la Directiva 1999/74/CE, por la que se establecieron las normas mínimas de protección de las gallinas ponedoras en el sistema convencional y los alternativos en la Unión Europea (UE) y, por otra parte, a que el sector está más consolidado que en otras partes del mundo. Actualmente la producción en la UE es de 6,9 millones de toneladas de huevos, siendo los principales países productores Francia, Alemania y España (Figura 1.2). Como consecuencia de la aplicación de la Directiva 1999/74/CE, a partir de 2012 se dio también un proceso de desintensificación en el sector avícola de puesta de la UE. En base a los datos de la evolución del sector aportados por la Comisión Europea (CE), el establecimiento de sistemas alternativos hace crecer la producción de huevo de manera más lenta que lo que haría la implantación de nuevas explotaciones convencionales (EC, 2021). La desintensificación del sector está motivada por las preocupaciones de los consumidores en términos de bienestar animal. Estos cambios en los sistemas de producción de huevo se están dando con mayor o menor celeridad en los países miembros de la UE (Figura 1.2).



**Figura 1.2:** A la izquierda, principales países productores europeos de huevos, producción de huevos (en miles de toneladas) y porcentaje de producción respecto al total de UE en 2019. A la derecha, porcentaje de producción en sistema convencional de los principales productores europeos y media de la UE en 2019. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos de EC, 2021.



En algunos países, como en el caso de Alemania o Países Bajos, el porcentaje de gallinas criadas en sistema convencional es inferior al 30%. Por el contrario, en países como Polonia o España, más del 75% del censo nacional de gallinas se aloja todavía en explotaciones en sistema convencional. En términos generales, el sistema de alojamiento convencional sigue siendo mayoritario a nivel comunitario con el 49.5% de la producción.

### **1.1.2 El sector avícola de puesta a nivel nacional**

El sector avícola de puesta a nivel nacional representa el 4,9% de la producción final ganadera y el 1,9% de la producción final agraria del país. En el año 2019 generó un volumen de negocio de 966 millones de euros (MAPA, 2020b). Según los últimos datos disponibles, España produjo 891.000 toneladas de huevos, el equivalente a 13.900 millones de huevos en 2019 (MAPA, 2020a).

Para entender la coyuntura actual del sector avícola de puesta a nivel nacional se debe remontar al año 2012. El sector se vio sometido a una fuerte reconversión a consecuencia de la entrada en vigor de la Directiva 1999/74/CE. Esta normativa supuso la adaptación del sistema intensivo a nuevos estándares de bienestar animal. Como consecuencia, un número elevado de explotaciones cesaron su actividad y el sector se polarizó en dos modelos productivos: por un lado, las grandes explotaciones industriales que adaptaron sus naves a la nueva normativa y, por otro lado, la apuesta por pequeñas explotaciones en sistemas alternativos de cría. Este hecho ha motivado una cierta concentración de la producción en comunidades autónomas (CCAA) como Castilla la Mancha, Castilla y León, Aragón y la Comunidad Valenciana, comunidades que abarcan más del 65% del censo de gallinas a nivel nacional (MAPA, 2020b).

En 2020, el 60% de la producción nacional de huevos es generada por 7 empresas que aglutinan el 45% del censo de gallinas ponedoras (Alimarket, 2020).

Respecto al censo de gallinas ponedoras, actualmente se sitúa en torno a los 47,7 millones de gallinas, mostrando una tendencia alcista desde 2012 (Figura 1.3). Por CCAA destaca Castilla la Mancha con el 28,4% del censo total, seguido de Castilla y León con el 15,8%, Aragón con el 11,9% y la Comunidad Valenciana con

el 9,5%. El número de explotaciones también se encuentra en fase de crecimiento en los últimos años, siendo 1.379 explotaciones las dedicadas a la producción de huevos en 2019 a nivel nacional (MAPA, 2020a). Cabe destacar que, en 2010, previo al descenso experimentado en 2012, el número de explotaciones era cercano a 1.800 y la población de alrededor de 46,6 millones de gallinas, por lo que, con la tendencia alcista de los últimos años, el sector ha llegado a recuperar el censo de ponedoras a costa de aumentar el número de explotaciones (Figura 1.3).

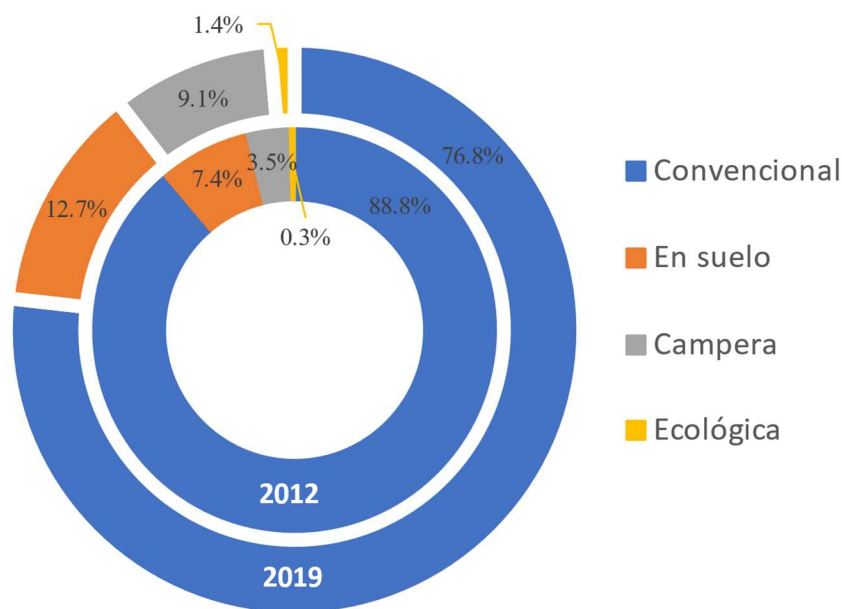


**Figura 1.3:** Tasa de producción anual de huevos en miles de millones de huevos (—) y población de gallinas ponedoras en millones de gallinas (—) a nivel nacional. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos proporcionados por MAPA 2020a.

Respecto al sistema de producción, en los últimos años se está produciendo un trasvase desde el sistema de producción intensivo hacia sistemas alternativos. Este cambio está motivado principalmente por la creciente demanda por parte de los consumidores de huevos producidos en sistemas camperos o ecológicos. Este hecho ha provocado que los grandes productores estén empezando a apostar también por los sistemas alternativos. Como reflejo de esta tendencia, en 2012 la producción en sistemas alternativos suponía solo el 11,2% de la producción nacional, mientras que en 2019 rondó el 23,2% del total (Figura 1.4). A pesar de este cambio, la proporción de sistemas de producción alternativos se mantiene lejos de la media europea.

En relación a los sistemas alternativos de producción, en 2019, el número de gallinas alojadas en sistema de suelo representó el 12,7%, en sistema campero el

9,1% y en sistema ecológico el 1,4%. Aunque su peso relativo sobre el total de huevos producidos a nivel nacional sigue siendo todavía relativamente pequeño, la producción de huevos en sistema de suelo casi duplicó su producción, el sistema campero la triplicó y la tipología de ecológico se cuadruplicó en 7 años (Figura 1.4).



**Figura 1.4:** Distribución porcentual del censo de gallinas ponedoras por tipo de alojamiento en 2012 y 2019: convencional, en suelo, campera y ecológica. Fuente: MAPA, (2019, 2020b).

### Sistemas de alojamiento regulados por la legislación de la UE

El Reglamento 557/2007 establece las normas de comercialización de los huevos de gallinas ponedoras en la UE. Según el sistema de alojamiento, se establece un número que aparece reflejado en el primer dígito de la etiqueta del huevo.

Tipo de alojamiento	Código del huevo	Densidad de aves	Salida al exterior	Alimentación
Convencional	3	13 aves/m <sup>2</sup>	No	Convencional
Suelo	2	9 aves/m <sup>2</sup>	No	Convencional
Campero	1	9 aves/m <sup>2</sup>	Sí, 4m <sup>2</sup> /ave	Convencional
Ecológico	0	6 aves/m <sup>2</sup>	Sí, 4m <sup>2</sup> /ave	Ecológica

### Alojamiento intensivo convencional

Las gallinas están alojadas en jaulas acondicionadas con una superficie mínima de 2.000 cm<sup>2</sup>, con nidales, perchas, yacija para escarbar y picotear, aseladeros de 15

---

cm por gallinas y lima de uñas. Debe haber un espacio mínimo de 750 cm<sup>2</sup> por ave, un comedero de 12 cm por ave y un bebedero con al menos 2 boquillas por gallina. Este tipo de alojamiento permite un control sanitario eficaz, facilita la limpieza y evita el contacto directo de las aves y los huevos con las deyecciones. Tanto la recogida de huevos como la eliminación de deyecciones suele ser automática.

### Alojamiento en suelo

Las gallinas se alojan en naves en las que se mueven libremente, con uno o varios niveles (alturas) sin tener acceso al exterior de la nave. La densidad de las aves no debe ser superior a 9 gallinas por m<sup>2</sup> de superficie utilizable. Deben tener comederos longitudinales de 10 cm por ave, bebederos continuos de 2,5 cm por gallina, y en nidales colectivos, una superficie de al menos 1m<sup>2</sup> para un máximo de 120 gallinas, aseladeros de 15 cm por gallina, y 250 cm<sup>2</sup> de yacija por gallina. Además, el suelo de las instalaciones debe soportar adecuadamente cada dedo anterior de cada pata.

### Sistema campero

Se alojan en naves como las criadas en suelo, pero además tienen acceso a un terreno al aire libre en el que pueden picar, escarbar en el suelo y bañarse en arena. Las trampillas de salida al exterior deben tener unas dimensiones mínimas de 35x40 cm, y los espacios exteriores deben estar provistos de refugios y de bebederos.

### Sistema ecológico

Las granjas de producción ecológica se rigen por lo establecido en el Reglamento Europeo 834/2007. Las gallinas, además de tener acceso a corrales al aire libre, deben ser alimentadas con pienso procedente de agricultura ecológica, y sólo pueden recibir los tratamientos sanitarios expresamente autorizados para este tipo de producción.

---

En cuanto al consumo de huevo per cápita en hogares a nivel nacional, se consumen 130 huevos por habitante anualmente (MAPA, 2019). Sin embargo, cuando hablamos de consumo de huevos, existe una notable diferencia por tipología de explotación. La mayor parte del consumo se concentra en huevos producidos en sistema convencional (56,1%), seguidos de la tipología en suelo (12,6%), camperos (6,1%) y ecológicos (1,2%) (MAPA, 2019, 2020b).

El sector avícola de puesta nacional recurre al comercio internacional como medio para vender el excedente de producción. Según datos del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, el año 2019 se alcanzó un balance neto positivo donde las exportaciones de huevos y sus derivados alcanzaron las 238.503 toneladas anuales, mientras que las importaciones llegaron a las 77.246 toneladas anuales. La exportación de huevos se dirige principalmente a la industria alimentaria, donde se elaboran ovoproductos de mayor valor añadido. Los destinos principales de las exportaciones dentro de la UE son Francia, Italia, Países Bajos y Portugal. Fuera de la UE, los principales países de destino son Mauritania, Israel y Rusia (MAPA, 2020b).

### 1.1.3 El sector avícola de puesta en la Comunidad Autónoma del País Vasco

En la Tabla 1.1 se muestra la evolución entre 2007 y 2019 de la población, producción y número de explotaciones de gallinas ponedoras en la Comunidad Autónoma del País Vasco (CAPV). La población de gallinas ponedoras ascendió a 1,28 millones a fecha de 2019, lo que supone el 2,9% del censo nacional (MAPA, 2020a). El territorio histórico que tiene un mayor número de granjas en 2018 es Bizkaia (63%), seguido de Gipuzkoa (31%) y Araba (6%) (Sustrai, 2019).

**Tabla 1.1:** Evolución entre 2007 y 2019 de la población, producción y número de explotaciones de gallinas ponedoras en la comunidad autónoma del País Vasco. Fuente: (MAPA, 2020b).

Año	Población (millones gallinas)	Producción huevos (miles toneladas)	Explotaciones productoras
2007	1.56	24.7	-
2008	1.40	22.3	-
2009	1.39	22.2	33
2010	1.39	22.0	-
2011	1.17	18.6	-
2012	1.31	20.7	-
2013	1.16	19.2	46
2014	1.25	21.0	46
2015	1.27	21.3	61
2016	1.30	22.7	71
2017	1.24	21.5	70
2018	1.43	24.9	73
2019	1.28	22.2	84

El consumo de huevos per cápita en la CAPV es el segundo más alto a nivel nacional detrás de Cantabria, alcanzando la cifra de un consumo medio de 169 huevos por persona y año (MAPA, 2019). Al igual que a nivel nacional, se produjo un descenso productivo entre 2011 y 2013 con respecto a niveles productivos anteriores como consecuencia de la Directiva 1999/74/CE. En los años posteriores, se invirtió esta tendencia, volviendo a aumentar la producción de huevo progresivamente, si bien lo hizo de manera menos acentuada que a nivel nacional (Tabla 1.1). La producción de huevos actual es equiparable a la producción de hace 10 años con 22.200 toneladas al año (MAPA, 2020b). Según el Registro General de Explotaciones Ganaderas del MAPA, en 2009 figuraban 33 explotaciones avícolas de puesta en la CAPV, mientras que los datos más recientes de 2019 muestran que son 84 las explotaciones dedicadas a la producción de huevo (MAPA, 2020b).

Al igual que a nivel nacional, las granjas de producción convencional son las mayoritarias en la CAPV, representando el 75% del total de huevos comercializados (Sustrai, 2019). El cambio de tendencia de un modelo convencional intensivo hacia modelos de producción alternativos también se está observando en la CAPV. En números globales, las explotaciones dedicadas a la avicultura de puesta han casi duplicado su número en 2019 con respecto a 2012 (Tabla 1.1). Este aumento en el número de explotaciones contrasta, por el contrario, con una tasa de crecimiento del 7.2% en la producción de huevos para el mismo periodo. Dos factores explicarían los datos observados: (i) la proliferación de granjas alternativas de menor tamaño (<5000 gallinas) y (ii) la tecnificación de las granjas intensivas (>35.000 gallinas). Con respecto a la primera de las razones, los datos indican una tendencia hacia la desintensificación del sector en la CAPV. El número de explotaciones inscritas en régimen ecológico se ha multiplicado por cinco durante los últimos 10 años (ENEK, 2019). Sin embargo, las explotaciones ecológicas apenas aportan producción al conjunto del sector regional debido a su menor tamaño. Por tanto, aunque haya aumentado considerablemente el número total de explotaciones en la CAPV en los últimos años, la producción total de huevos ha variado de manera menos significativa. En relación a la segunda razón, actualmente la producción de huevo de la CAPV es parecida a la observada en 2009, donde sólo había 33 explotaciones, y una población de gallinas mayor que la actual. Las explotaciones intensivas han avanzado en la tecnificación en la última década (mejora genética,

ambiental, nutrición, etc.), reduciéndose el número de pequeños criaderos, aumentando tanto la productividad por gallina como el número de gallinas que alojan en sus instalaciones. De hecho, el número de gallinas se concentra cada vez más en el estrato de explotaciones con más de 35.000 gallinas, que gestiona el 66% de las cabezas a escala regional (Sustrai, 2019).

## **1.2 Contexto normativo ambiental relativo a la producción ganadera y avícola de puesta en la Unión Europea**

En los últimos años, ha crecido la preocupación social en relación a los impactos ambientales derivados de los sistemas productivos y comerciales predominantes a nivel global, los cuales han sido considerados como insostenibles. Fruto de esta preocupación, en la conferencia de París sobre el Clima (COP21) celebrada en 2015, se instó a los países participantes a aplicar legislaciones encaminadas al aumento de la sostenibilidad y la mitigación del cambio climático. Estos dos conceptos se aplican también a la contribución de la ganadería a los impactos ambientales y al cambio climático. La ganadería debe acompañar su actividad con el aumento de la población pronosticado por la ONU, y la ardua tarea de avanzar hacia una actividad que garantice la sostenibilidad ambiental, económica y social.

Actualmente, la política ambiental y climática en la UE, y por ende a nivel nacional y regional, está fundamentada en el Pacto Verde Europeo (*European Green Deal*) publicado en diciembre de 2019. El Pacto Verde es una pieza clave de la estrategia de la UE para aplicar la Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de la ONU. En él se establece un plan de acción para impulsar un uso eficiente de los recursos mediante el paso a una economía limpia y circular, en la que en 2050 no habrá emisiones netas de gases de efecto invernadero (GEI) como el dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), el óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) y el metano (CH<sub>4</sub>). Además, el crecimiento económico deberá estar dissociado del uso de los recursos naturales (EC, 2019). Dentro de los ámbitos de actuación del Pacto Verde Europeo, la estrategia denominada De la Granja a la Mesa (*From Farm to Fork*) involucra directamente al sector agroganadero. La UE considera como necesidad urgente la transición hacia sistemas alimentarios sostenibles, dado que se considera este sector económico como

uno de los contribuyentes de la crisis climática y de la degradación del medio ambiente (EU, 2020b).

### **Estrategia De la Granja a la Mesa**

Esta estrategia establece un nuevo enfoque para garantizar que el sector agroganadero, así como la cadena de valor alimentaria, contribuyan adecuadamente a mitigar los impactos ambientales y lograr la sostenibilidad de los sistemas (EU, 2020b).

En cuanto a las emisiones de GEI a la atmósfera, la UE se comprometió a reducir las emisiones en al menos un 40% para 2030, tomando como referencia los niveles de emisión de 1990 (EC, 2014). Más recientemente, la UE ha propuesto ser más ambiciosa en estos objetivos de reducción, pasando de unos objetivos de reducción del 40% al 55% para 2030 (EC, 2020). Esta mayor ambición se alinea con los objetivos del borrador de la nueva Ley del Clima europea, que previsiblemente se aprobará en 2021, en la que se establece el objetivo de alcanzar una UE climáticamente neutra en 2050.

Estos nuevos planteamientos que marcarán la hoja de ruta de la UE en las próximas décadas, se ven complementados con otras legislaciones y acuerdos que ya iban encaminadas a la reducción paulatina de emisiones a la atmosfera.

El Convenio sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a gran distancia “*Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution*” fue ratificado por la UE en 1982. Uno de los protocolos que se establecieron en el marco de este convenio fue el protocolo de Gotemburgo, relativo a las emisiones de amoniaco (NH<sub>3</sub>). La UE reporta anualmente las emisiones de NH<sub>3</sub> de los países que la integran al amparo de la Directiva 2001/81/CE relativa a los techos nacionales de emisión. Esta Directiva hace referencia a la necesidad de limitar las emisiones de contaminantes acidificantes y eutrofizantes, entre las que se encuentran las emisiones de NH<sub>3</sub>, para reforzar la protección del medio ambiente y la salud humana frente a los riesgos de superar los niveles críticos de contaminación atmosférica y fija, para ello, techos nacionales de emisión (EC, 2001). Esta Directiva fue sustituida por la Directiva 2016/2284/EU, relativa a la reducción de las emisiones nacionales de



determinados contaminantes atmosféricos que establece, tomando como base el año 2005, nuevos compromisos de reducción de emisión de NH<sub>3</sub> de 2020 en adelante.

Por otro lado, la Directiva 2010/75/UE, conocida como la Directiva de Emisiones Industriales, establece normas sobre la prevención y el control integrados de la contaminación procedente de las actividades industriales y agrícolas para evitar la transferencia de la contaminación entre los diferentes medios. Para ello establece la prevención de la contaminación desde su origen, basándose en la aplicación de las Mejores Técnicas Disponibles (MTD). Las explotaciones de gallinas ponedoras intensivas con más de 40.000 gallinas están obligadas a cumplir dicha directiva (EU, 2010).

#### **Mejores Técnicas Disponibles**

“La fase más eficaz y avanzada de desarrollo de las actividades y de sus modalidades de explotación, que demuestren la capacidad práctica de determinadas técnicas para constituir, en principio, la base de los valores límite de emisión destinados a evitar o, cuando ello no sea practicable, reducir en general las emisiones y el impacto en el conjunto del medio ambiente” (EU, 2010).

Asimismo, a nivel nacional se ha aprobado en 2021 la Ley contra el Cambio Climático y la Transición Ecológica. Entre sus objetivos está reducir al menos un 23% las emisiones de GEI para 2030 respecto a los niveles de emisión de 1990. Además, España deberá alcanzar la neutralidad climática antes de 2050 al igual que sus socios europeos (MTERD, 2021c). Estos objetivos deberán ser revisados y modificados al alza en 2023 con objeto de adaptarlos a la evolución de los avances de la tecnología y del conocimiento científico, siguiendo el objetivo final de cumplir con el Acuerdo de París y la nueva normativa de la UE.

### **1.3 La contribución de la producción agroganadera a las emisiones atmosféricas de GEI y NH<sub>3</sub>**

La producción agrícola y ganadera intensiva ha permitido satisfacer las crecientes necesidades de alimento a un precio asequible, pero con el coste asociado de aumentar la problemática ambiental (Williams, Audsley, & Sandars, 2006).

Conforme a los últimos datos publicados para el año 2018 en la UE, el sector agrícola y ganadero fue responsable del 10,3% del total de las emisiones de GEI, donde aproximadamente el 70 % de las mismas procedieron del sector ganadero (EEA, 2020a). Asimismo, el sector agrícola y ganadero fue responsable del 92,8% de las emisiones de NH<sub>3</sub> del total emitido en la UE y de ellos, el 73,2% procedió del sector ganadero (EEA, 2020b).

En cuanto a la emisión de GEI, la agricultura y la ganadería emitieron 4,2 10<sup>9</sup> t de CO<sub>2</sub>-eq. en la UE a lo largo de 2018 (EEA, 2020a). Entre 1990 y 2018, las emisiones totales de GEI se redujeron un 25,2% en la UE. Las principales categorías que contribuyen a las emisiones de GEI de origen agroganadero son por orden de importancia: (i) la fermentación entérica (42,8%), (ii) la gestión de los suelos agrícolas (32,5%) y (iii) la gestión del estiércol (22,7%). En España, las emisiones de GEI procedentes de la producción agrícola y ganadera representaron el 12% del total nacional, y alcanzó la cifra de 3,7 10<sup>7</sup> t de CO<sub>2</sub>-eq. en 2019 (MTERD, 2021b). Dentro de este porcentaje, la ganadería contribuye con un 66%, mientras que la agricultura lo hace con un 33%, siendo estos valores similares a los reportados para el conjunto de la UE.

En cuanto a la emisión de NH<sub>3</sub>, la agricultura y la ganadería emitieron 3,8 10<sup>6</sup> t NH<sub>3</sub> en la UE a lo largo de 2018 (EEA, 2020b). Entre 1990 y 2018, las emisiones totales de NH<sub>3</sub> se redujeron un 27,0% en la UE. Según los inventarios realizados, las principales categorías de impacto fueron la agricultura (52,8%) y el manejo de las deyecciones ganaderas (43,5%). Dentro de la agricultura, el 28,3% de las emisiones de NH<sub>3</sub> es generado por el manejo del estiércol animal aplicado al suelo (EEA, 2020b; MTERD, 2021d). Los Estados miembros de la UE que más contribuyeron a las emisiones de NH<sub>3</sub> fueron Alemania, Francia y España, respectivamente, cuyos niveles de emisión representaban más del 10% de las emisiones de NH<sub>3</sub> de la UE (EMEP, 2018). Cabe resaltar que en el periodo 1990-2019, España incrementó sus emisiones de NH<sub>3</sub> en un 2%, emitiendo aproximadamente 4,7 10<sup>5</sup> t NH<sub>3</sub> en 2019 (MTERD, 2021d).

## 1.4 Impacto ambiental de las explotaciones avícolas de puesta

En los últimos años se ha evolucionado hacia una visión integrada de los procesos medioambientales de manera que se deben valorar conjuntamente los impactos producidos al medio ambiente. En este sentido, las diferentes directivas medioambientales europeas han dispuesto que la avicultura intensiva sea una actividad que debe ser regulada (MARM, 2010b).

Los efectos medioambientales ligados a las grandes explotaciones avícolas están relacionados con la acumulación de grandes volúmenes de gallinaza que pueden plantear problemas en su gestión y emisiones no deseadas a la atmósfera. Si bien la gallinaza es un producto que inicialmente no contiene compuestos de alto riesgo ambiental, su deposición en grandes cantidades limita la capacidad del entorno inmediato para absorber los nutrientes (Drózdź et al., 2020). En consecuencia, los problemas ambientales que puedan derivarse de la utilización de gallinaza están más ligados al volumen generado y a su gestión posterior, que a las características fisicoquímicas de la misma.

La principal fuente de emisión de gases en las explotaciones avícolas de puesta es la pérdida de nitrógeno (N) en forma de  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ , óxidos de N ( $\text{NO}_x$ ) y el N molecular ( $\text{N}_2$ ), no siendo un gas contaminante este último (Santonja et al., 2017). En menor medida, también se producen emisiones de partículas ( $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$ ) y  $\text{CH}_4$  (Adell, 2014; CTL, 2009). Las emisiones gaseosas se producen a lo largo de toda la cadena de manejo de la gallinaza: desde su producción en el alojamiento, pasando por su almacenamiento, tras los tratamientos tecnológicos aplicados a la gallinaza, hasta la aplicación de la gallinaza al campo (Tabla 1.2).

**Tabla 1.2:** *Compuestos emitidos a la atmósfera en cada etapa de manejo de la gallinaza*  
Fuente: Santonja et al. (2017).

Etapa de manejo	Compuestos emitidos
<b>Alojamiento</b>	$\text{NH}_3$ , $\text{CH}_4$ , $\text{CO}_2$ , $\text{PM}_{10}$ , $\text{PM}_{2.5}$ , $\text{H}_2\text{S}$
<b>Almacenamiento</b>	$\text{NH}_3$ , $\text{N}_2\text{O}$ , $\text{CH}_4$ , $\text{CO}_2$ , $\text{PM}_{10}$ , $\text{PM}_{2.5}$
<b>Tratamientos tecnológicos</b>	$\text{NH}_3$ , $\text{N}_2\text{O}$ , $\text{PM}_{10}$ , $\text{PM}_{2.5}$
<b>Aplicación a campo</b>	$\text{NH}_3$ , $\text{N}_2\text{O}$ , $\text{CH}_4$ , $\text{CO}_2$ , $\text{PM}_{10}$ , $\text{PM}_{2.5}$ , $\text{NO}_x$

Las emisiones gaseosas son el resultado de procesos físicos, químicos y biológicos que varían en el tiempo y el espacio en función de diversos factores como

la gestión de la gallinaza a lo largo de la cadena de manejo, la tasa de ventilación de la nave, la temperatura, la humedad, la densidad de gallinas alojadas, la composición del alimento (en especial, de su concentración en proteína bruta) o el diseño de los alojamientos (Santonja et al., 2017; Xin et al., 2011).

El impacto potencial de las explotaciones sobre el medio ambiente dependerá, en primer lugar, del tamaño y del manejo que se realice en la explotación avícola y de las acciones adoptadas para prevenir las pérdidas a la atmosfera y, en segundo lugar, de la vulnerabilidad del medio donde esté ubicada la explotación (CTL, 2009).

Las emisiones de GEI que se producen en las explotaciones avícolas de puesta, pueden producirse en forma de CH<sub>4</sub> o N<sub>2</sub>O. En relación a las emisiones de CH<sub>4</sub> por fermentación entérica, no se reportan datos a nivel nacional para la avicultura de puesta (MTERD, 2021). Esto se debe a que en las especies monogástricas, las tasas de emisión de CH<sub>4</sub> por fermentación entéricas son prácticamente nulas (Santonja et al., 2017). En cambio, para la categoría de gestión de estiércol, sí se reportan datos de emisión de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O para el sector. Concretamente, España reportó 1,3 10<sup>5</sup> t CH<sub>4</sub> de CO<sub>2</sub>-eq., que representó el 2% de la categoría, y 4,1 10<sup>4</sup> t N<sub>2</sub>O de CO<sub>2</sub>-eq, que a su vez representó el 5% en la categoría en 2019. En cualquier caso, la contribución a las emisiones de GEI por parte del sector de la avicultura de puesta comparado con otras categorías animales como el vacuno o el porcino, son de menor relevancia a nivel nacional (MTERD, 2021b).

Las emisiones de NH<sub>3</sub> procedentes de la gestión de gallinaza en la producción avícola de puesta contabilizaron 9,2 10<sup>4</sup> t NH<sub>3</sub> en la UE para 2018, estando entre las diez fuentes principales de emisión de un total de 138 fuentes identificados en la UE. Estas emisiones representaron el 2,4% sobre el total de emisiones de NH<sub>3</sub> (EEA, 2020). A nivel nacional, se estimó una emisión anual de 6,6 10<sup>3</sup> t NH<sub>3</sub>, representando el 1,4% del total de emisiones en 2019 (MTERD, 2021d). Por otro lado, la categoría de gestión de estiércol en campo, a la que la producción avícola contribuye, es la principal fuente de emisión de la UE y España (28% del total). Aunque no se reportan datos de la contribución específica de la gallinaza aplicada a campo a esta categoría, la gestión de la gallinaza aplicada como fertilizante también contribuye a la emisión de NH<sub>3</sub> (EEA, 2019).

La valorización agrícola de la gallinaza debe considerarse como la opción principal y más favorable, pero debe tenerse en cuenta que, cuando la aplicación agrícola se produce en exceso o en momentos meteorológicos no apropiados, pueden producirse riesgos de contaminación y de alteración del medio (MARM, 2010b).

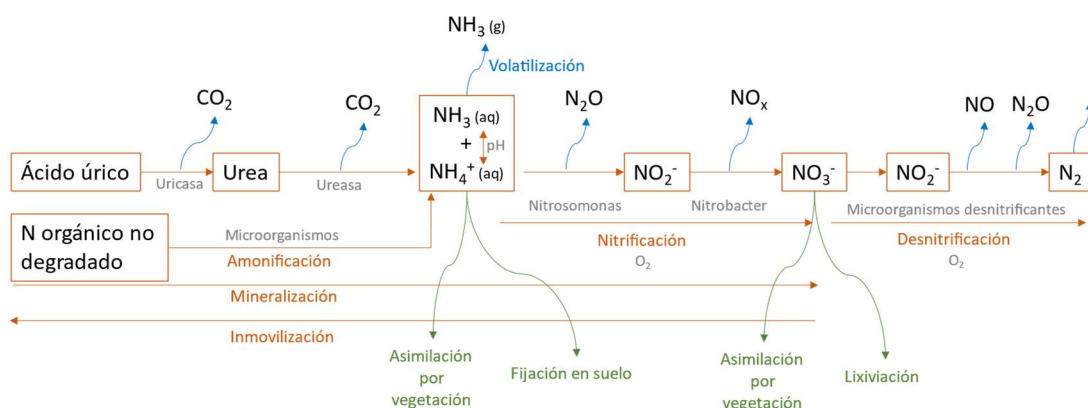
Uno de los principales retos de la producción avícola de puesta actualmente es la necesidad de equilibrar la reducción o eliminación de los efectos sobre el medio ambiente con las crecientes exigencias de bienestar animal, manteniendo al mismo tiempo un negocio rentable y económicamente viable (Santonja et al., 2017).

#### 1.4.1 El ciclo del Nitrógeno en las explotaciones avícolas

El N forma parte vital de la alimentación de las gallinas. Este se ingiere en forma de proteína y sirve a la gallina para mantener su metabolismo basal y la producción de huevos. En su etapa adulta, la gallina utiliza aproximadamente el 30% del N ingerido en la producción de huevo y el 70% es excretado (Groenestein et al., 2019; MAPAMA, 2017a). El N excretado por las gallinas es desechado principalmente en forma de ácido úrico (60-70%) que se produce en el hígado del ave, en tanto que el resto de N excretado se encuentra en forma de proteínas no digeridas (25-35%) y otras formas minoritarias de N como urea y amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) (Groot-Koerkamp, 1994).

Las emisiones gaseosas de N son el resultado de procesos fisicoquímicos y biológicos complejos e interrelacionados en toda la cadena de manejo de la gallinaza (Figura 1.5). Estos procesos están influenciados por las condiciones ambientales como la temperatura, disponibilidad de oxígeno, pH y la forma inicial del N (Wiedemann, Mc Gahan, & Burger, 2008). El ácido úrico presente en la gallinaza recién excretada se transforma por la acción de la enzima uricasa en urea. La enzima uricasa, comúnmente presente en los microorganismos, es específica de esta reacción. Seguidamente, la urea se transforma en  $\text{NH}_4^+$  por la acción de la enzima ureasa. La enzima ureasa es segregada por los microorganismos y está también presente en la gallinaza (Groot, 1994). El N orgánico no degradado sufre una descomposición más lenta que la hidrólisis de la urea, transformándose en N amoniacal ( $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NH}_3$ ) tras el proceso de amonificación (Figura 1.5). El  $\text{NH}_4^+$  está en equilibrio con el  $\text{NH}_3$  en el medio acuoso. Las concentraciones de ambos varían

en función del pH ( $pK_a= 9,25$ ). La solubilidad del  $NH_3$  se incrementa con la disminución del pH y su volatilización aumenta a pH básicos. La volatilización de  $NH_3$  es un proceso superficial, que requiere el contacto entre la solución y el aire (Hassouna et al., 2016). Las formas orgánicas de N están sujetas a procesos de transformación por parte de los microorganismos derivando en formas disponibles para la planta (mineralización) y también se pueden dar procesos inversos de fijación de  $NO_3^-$  a N orgánico (inmovilización) (Brady & Weil, 2008). El N en forma de  $NH_4^+$  puede estar sujeto a procesos de (i) inmovilización por los microorganismos, (ii) absorción por los cultivos, (iii) fijación en las interláminas de algunas arcillas, (iv) volatilización en forma de  $NH_3$ , y (v) oxidación a nitrato ( $NO_3^-$ ) (nitrificación). El N en forma de  $NO_3^-$  por su parte, también puede ser (i) inmovilizado por la biomasa microbiana del suelo, (ii) absorbido por las plantas, (iii) lixiviado o lavado por escorrentía, o (iv) verse implicado en el proceso de desnitrificación.



**Figura 1.5:** Ciclo del N en las excretas de gallina. Fuente: Elaboración propia.

Los procesos de nitrificación y desnitrificación están asociados a la producción de gases como el óxido nítrico (NO),  $N_2O$  y  $N_2$ . La evaluación del impacto ambiental relacionada con los flujos de N en el sector avícola de puesta requiere considerar todos los procesos y formas de emisión en su conjunto.

#### 1.4.1. Implicaciones de las emisiones de $NH_3$ en las explotaciones avícolas de puesta y el medio ambiente

El  $NH_3$  es un gas incoloro de olor penetrante, es muy soluble en agua, muy reactivo en el aire y corrosivo en ambientes húmedos. Desde el punto de vista de la salud humana y el bienestar animal, los retos de las explotaciones avícolas están

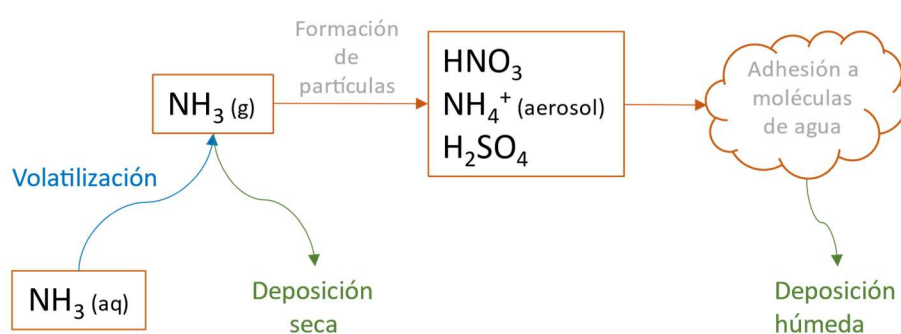
relacionados principalmente con la exposición a largo plazo. Los estudios epidemiológicos han demostrado que la mala calidad del aire de las explotaciones, con concentraciones de  $\text{NH}_3$  superiores a 25 ppm, puede tener efectos nocivos en la salud de los trabajadores (Donham, Cumro, & Reynolds, 2002). En cuanto a la salud y el bienestar animal, las aves pueden detectar el  $\text{NH}_3$  a 5 ppm de concentración, y lo encuentran aversivo a 20 ppm (Schwean-Lardner, Anderson, Petrik, Torrey, & Widowski, 2013).

Siendo el amoníaco una molécula muy soluble en agua, es absorbido por las mucosas nasales y oculares, pudiendo causar irritación y quemaduras, y contribuir al picoteo de las plumas (Portejoie, Martinez, & Landmann, 2002).

Además, el  $\text{NH}_3$  tiene un efecto indirecto como precursor de materia particulada con diámetro menor de 10  $\mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{10}$ ), denominadas partículas respirables, e inferior a 2,5  $\mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{2.5}$ ), denominadas partículas finas. Son partículas de naturaleza compleja y muy heterogénea con diferentes características físicas y químicas. Estas diferencias les confieren propiedades muy distintas con potenciales efectos sobre la salud humana y animal. Las partículas  $\text{PM}_{2.5}$  son las más peligrosas, ya que son las que más penetran en el organismo a través de las vías respiratorias. Aunque los efectos pueden ser variables, los problemas más importantes en relación a la salud humana son la incidencia de asma, alergias, otras enfermedades respiratorias y cardiovasculares, cáncer, etc. (MAPAMA, 2017c). De forma análoga, la materia particulada también afecta negativamente al estado sanitario de los animales, disminuyendo la eficiencia productiva de los mismos (Schwean-Lardner et al., 2013). Además, las partículas de polvo ayudan en la propagación de los malos olores y en la propagación de zoonosis, además de colaborar en el deterioro de la calidad del aire en general.

Los principales factores que afectan a la volatilización del  $\text{NH}_3$  procedente de la gallinaza son la temperatura de la propia gallinaza, la temperatura ambiente, la tasa de ventilación de los alojamientos, el pH, el contenido en  $\text{NH}_4^+$  de la gallinaza, y la superficie de contacto gallinaza-aire (Groot-Koerkamp, 1994). El  $\text{NH}_3$  es un gas que permanece durante un periodo de tiempo relativamente corto en la atmósfera (entre 3 y 7 días) según las condiciones climáticas. Tras la emisión de  $\text{NH}_3$  a la atmósfera,

éste bien puede depositarse de nuevo en las superficies terrestres por deposición seca, o bien reaccionar con compuestos presentes en la atmósfera, pudiendo ser transportado como sulfato de amonio y nitrato de amonio en la materia particulada (Figura 1.6). La mayor parte del  $\text{NH}_3$  emitido se deposita en un radio de pocos kilómetros de la fuente de emisión. Se calcula que el 20% del mismo es depositado a menos de 1 km del foco, un 70% entre 1 y 100 km, y el 10% restante puede transportarse a miles de kilómetros del foco (Lallemant & Weber, 1996). Esta materia particulada es eliminada de la atmósfera principalmente por la lluvia y la nieve como deposición húmeda (Hassouna et al., 2016).



**Figura 1.6:** Liberación de  $\text{NH}_3$  a la atmósfera, transformación en partículas y eliminación por deposición seca y húmeda. Fuente: Elaboración propia.

La deposición del  $\text{NH}_3$  volatilizado, interviene en numerosos intercambios biogeoquímicos que impactan en todos los ecosistemas (Sutton et al., 2013). Causa importantes daños ambientales como la alteración de la biodiversidad en los ecosistemas (Hernández et al., 2016; Isbell et al., 2013) ya que afecta a la composición de las especies a través de la acidificación del suelo, los daños tóxicos directos en las hojas y la alteración de la susceptibilidad de las plantas a heladas, sequías y a los patógenos (Guthrie et al., 2018). También se ha documentado que en los bosques, el exceso de N por deposición de  $\text{NH}_3$  limita la micorrización de los árboles y puede debilitar los árboles a largo plazo (Portejoie et al., 2002). El  $\text{NH}_3$  también desencadena procesos de eutrofización de agua (Rockström et al., 2009). El  $\text{NH}_3$  depositado en medios acuáticos aumenta la cantidad de N de las aguas, provocando un exceso de nutrientes que favorece el crecimiento excesivo de materia orgánica, y provocando, a su vez, un crecimiento acelerado de algas y otras plantas verdes que cubren la superficie del agua. La proliferación de algas provoca un



enturbiamiento del agua que impide que la luz penetre hasta el fondo del ecosistema. A consecuencia de ello, la vegetación no puede realizar la fotosíntesis y muere, generando que otros microorganismos se alimenten de la materia muerta, consumiendo el oxígeno (O<sub>2</sub>) que necesitan otros organismos acuáticos. (MTERD, 2021a).

#### *1.4.1.2 Implicaciones de las emisiones de N<sub>2</sub>O en las explotaciones avícolas de puesta y el medio ambiente*

El N<sub>2</sub>O es un gas incoloro e inoloro con un sabor ligeramente dulce. Es un gas muy estable en el aire, aunque puede reaccionar con los alcaloides y otros muchos compuestos orgánicos. Se encuentra en la atmósfera de forma natural, emitido desde suelos, océanos, ríos y estuarios principalmente, resultante de la acción de microorganismos (IPCC, 2007). En 2018 la concentración atmosférica de N<sub>2</sub>O fue de 331,1 ppm, lo que equivale al 123 % de los niveles preindustriales (WMO, 2019). Forma parte del ciclo biogeoquímico del N, como un subproducto minoritario de ciertas reacciones del ciclo (UNEP, 2013). Estas fuentes de emisión naturales suponen el 64% del total, y el restante 36% proviene de actividades antropogénicas (EPA, 2010).

El N<sub>2</sub>O es de los principales gases emitidos por las actividades agrícolas y ganaderas junto al NO y el dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>). Al contrario de los gases NO<sub>x</sub> (NO, NO<sub>2</sub>), que son muy reactivos con el aire y contribuyen en gran medida a la degradación de la calidad del aire, el N<sub>2</sub>O no es muy reactivo en el aire. Sin embargo, el N<sub>2</sub>O destaca por ser uno de los tres principales GEI emitidos por las actividades humanas. El N<sub>2</sub>O es un potente gas de efecto invernadero cuyo potencial de calentamiento global en 100 años es 265 veces mayor que el del CO<sub>2</sub>. Su tiempo de vida en la atmósfera es de unos 150 años (IPCC, 2014). Además, el N<sub>2</sub>O contribuye a la degradación de la capa de ozono en la estratosfera.

Desde la reducción de las emisiones de clorofluorocarbonos en el marco del protocolo de Montreal, el N<sub>2</sub>O se ha convertido en la principal fuente de agotamiento de la capa de ozono en la parte baja de la estratosfera (UNEP, 2013).

Las emisiones de  $N_2O$  provienen principalmente de los procesos biológicos de nitrificación y desnitrificación (Signor & Cerri, 2013), formado por reacciones redox en los microorganismos (Hénault et al., 2005). La mayoría de estas emisiones están asociadas a las comunidades microbianas nitrificantes y desnitrificantes (Garrido, Hénault, Gaillard, Pérez, & Germon, 2002) que desarrollan su actividad en complejos equilibrios entre una amplia variedad de suelos, en diferentes climas y bajo diferentes usos de la tierra (Butterbach-Bahl, Baggs, Dannenmann, Kiese, & Zechmeister-Boltenstern, 2013a).

Como se ha descrito en el apartado 1.2 sobre Emisiones atmosféricas asociadas a la producción avícola de puesta, el  $N_2O$  se produce en el sector avícola fundamentalmente en el suelo tras aplicar la gallinaza en los cultivos o praderas. También puede producirse durante el almacenamiento de la gallinaza, aunque en menor medida que lo observado tras su aplicación en campo (Santonja et al., 2017). En estas etapas, la producción de  $N_2O$  está regulada por factores como la humedad y la temperatura del suelo, la concentración de  $NH_4^+-N$  y  $NO_3^- -N$  disponible, el pH, la calidad de la gallinaza, la materia orgánica del suelo, la respiración radicular/microbiana o la textura del suelo (Butterbach-Bahl et al., 2013a; Chapin, Matson, & Vitousek, 2012). No obstante, Kitzler, Zechmeister-Boltenstern, Holtermann, Skiba, & Butterbach-Bahl, (2006), afirmaron que la humedad y la temperatura del suelo explicarían 95% de los cambios observados en las emisiones de  $N_2O$  del suelo, modelizando los principales factores que influyen en los procesos de nitrificación/desnitrificación.

## **1.4.2 Otros gases derivados de la actividad avícola**

### *1.4.2.1 Dióxido de carbono*

El  $CO_2$  emitido en las explotaciones por la respiración de los animales y la descomposición de la materia orgánica suele formar parte de un ciclo corto. Se considera que una cantidad equivalente de  $CO_2$  se absorbe el mismo año en los suelos agrícolas, al devolver el estiércol al suelo para el crecimiento de las plantas (Hassouna et al., 2016). Los niveles de  $CO_2$  podrían afectar negativamente al comportamiento de las aves si superan las 5.000 ppm (Schwean-Lardner et al., 2013), pero no se suelen alcanzar esos niveles de concentración en las naves. Aunque

no es objeto de este trabajo de tesis, una parte del CO<sub>2</sub> se produce como consecuencia de la utilización de energía a partir del consumo de combustibles fósiles, directa o indirectamente, para la producción, transporte y procesado del pienso, mantenimiento de los sistemas de iluminación, calefacción o transporte dentro de la granja (MAPAMA, 2017c).

#### *1.4.2.2 Metano*

El CH<sub>4</sub> no tiene ningún efecto directo conocido sobre la salud de los animales o las personas. Sin embargo, interviene en aspectos atmosféricos de gran importancia. Su tiempo de vida en la atmósfera es de unos 10 años. Contribuye a la formación de ozono en la baja atmósfera (troposfera) y al agotamiento de la capa de ozono en la estratosfera. Es un gas de efecto invernadero, con un potencial de calentamiento global a los 100 años que es 28 veces mayor que el del CO<sub>2</sub> (IPCC, 2014). Mientras que en la etapa de alojamiento, su emisión es despreciable (Alberdi, Arriaga, Calvet, Estellés, & Merino, 2016), durante la fase de almacenamiento de la gallinaza, las bacterias metanogénicas descomponen la materia orgánica generando CH<sub>4</sub> como productos residuales. La cantidad de CH<sub>4</sub> emitida depende en mayor medida de la humedad de la misma. La gallinaza más húmeda tiende a emitir más CH<sub>4</sub> en su descomposición que la gallinaza más seca, debido a que la humedad favorece zonas de anoxia (Naylor et al., 2016a).

### **1.5 Cálculo de las emisiones de gases y su incertidumbre asociada en alojamientos de avícola de puesta**

Para cuantificar el nivel de emisiones reportados en los inventarios nacionales de emisiones tanto para NH<sub>3</sub> como para GEI que genera la actividad avícola, se recurre a los factores de emisión (FE). Se define FE como el coeficiente que relaciona los datos de la actividad con la cantidad del compuesto químico que se emite (IPCC, 1997). Los métodos de cálculo de FE más sencillos (denominados de nivel *Tier 1*) utilizan el número de cabezas de gallinas en base anual multiplicado por un FE constante por animal. Esto significaría que la única forma de reducir las emisiones procedentes del sector avícola de puesta sería mediante la reducción del número de gallinas. Como alternativa a los métodos *Tier 1*, los métodos de cálculo más avanzados (denominados *Tier 2* y *Tier 3*) permiten comprender el impacto de las

diferentes medidas de productividad en las emisiones. El nivel *Tier 2* utiliza el mismo enfoque metodológico que el *Tier 1*, pero aplica a los FE otros parámetros como la productividad de las gallinas, la dieta, las tasas específicas de excreción y los manejos específicos de cada tipología de explotación. En el nivel *Tier 3*, las estimaciones de las emisiones gaseosas se realizan mediante la utilización de modelos matemáticos, los cuales pueden basarse en los datos específicos de manejo de cada explotación según las condiciones climáticas en cada caso (GRA, 2018). Realizar cálculos de emisiones mediante nivel *Tier 3* más avanzado representa una reducción en la incertidumbre de las estimaciones, mejora que se realiza a costa de un aumento en la complejidad de los procesos de medición y los análisis de datos.

Los FE y las metodologías para su obtención en los diferentes niveles *Tier* están disponibles en bases de datos internacionales, como es el caso del Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC) para el caso de los GEI, y en la Guía del Programa Europeo de Monitorización y Evaluación (EMEP) de la Agencia Ambiental Europeo (EEA) para el NH<sub>3</sub>. Los documentos de Referencia de las Mejores Técnicas Disponibles (BREF) publicados en el desarrollo de la Directiva Industrial de Emisiones 2010/75/EU sintetiza el efecto de diferentes estrategias en la reducción de las emisiones de NH<sub>3</sub> y GEI. En el BREF específico de avicultura de puesta se describen los factores de emisión para GEI y NH<sub>3</sub> específicos para Europa (Tabla 1.3.)

**Tabla 1.3:** FE recogidos en el BREF para gallinas ponedoras expresados en kg por gallina y año. Fuente: Santonja, (2017).

Sistema de alojamiento	NH <sub>3</sub>	N <sub>2</sub> O	CH <sub>4</sub>	PM <sub>10</sub>
<b>Convencional</b>	0,01 - 0,15	0,0017- 0,023	0,034 - 0,078	0,01 - 0,04
<b>Alternativo</b>	0,019 - 0,36	0.002 - 0,180	0,078 - 0,2	0,02 - 0,15

Como se observa en la Tabla 1.3, los FE de los diferentes gases objetos de estudio tienen un rango amplio debido a la heterogeneidad existente dentro del sistema productivo. Por ello, para avanzar hacia FE de *Tier 3*, y obtener inventarios de emisiones más específicos y más representativos a la realidad en cada circunstancia, los FE deben abarcar una gama amplia de condiciones de producción y tener una menor incertidumbre, de modo que los sistemas de producción puedan clasificarse en categorías más claramente definidas en función de sus emisiones reales.

---

Un análisis de la literatura internacional sobre las mediciones de las emisiones muestra una importante variabilidad en las relaciones entre las emisiones, los tipos de producción y las fuentes (Hassouna et al., 2016).

---

En particular, existe un alto nivel de incertidumbre asociada a las emisiones reportadas. A modo de ejemplo, las emisiones de NH<sub>3</sub> reportadas por España en 2019 tenían una incertidumbre asociada del 46%, lo cual es equivalente a 1,7 10<sup>6</sup> toneladas de NH<sub>3</sub>. Concretamente, para el manejo de la gallinaza, el FE empleado tiene una incertidumbre del 136% (MTERD, 2021d).

Las emisiones de NH<sub>3</sub> procedentes de granjas avícolas han sido ampliamente estudiadas para diferentes tipos de alojamiento y sistemas de gestión de gallinaza tanto en el norte de Europa como en Norteamérica (Fournel, Pelletier, Godbout, Lagacé, & Feddes, 2012; E. T. Hayes, Curran, & Dodd, 2006; Ni, Diehl, et al., 2017; Nicholson, Chambers, & Walker, 2004; S. Wang, Wang, Manuzon, & Darr, 2014). Sin embargo, en el sur de Europa y a nivel nacional los estudios son más escasos. Concretamente, antes de la realización de esta tesis, sólo fue estudiada una explotación avícola convencional durante un ciclo de producción completo (Alberdi et al., 2016). La alta incertidumbre de las emisiones de NH<sub>3</sub> de las explotaciones avícolas a nivel nacional estaría parcialmente asociada a los escasos estudios realizados en instalaciones de gallinas ponedoras ubicadas en condiciones climáticas mediterráneas. Se necesitan FE adecuados, representativos y precisos para mejorar los inventarios nacionales de emisiones y diseñar estrategias de mitigación para cumplir los objetivos de reducción que se pretenden alcanzar con las nuevas legislaciones (Groenestein et al., 2019).

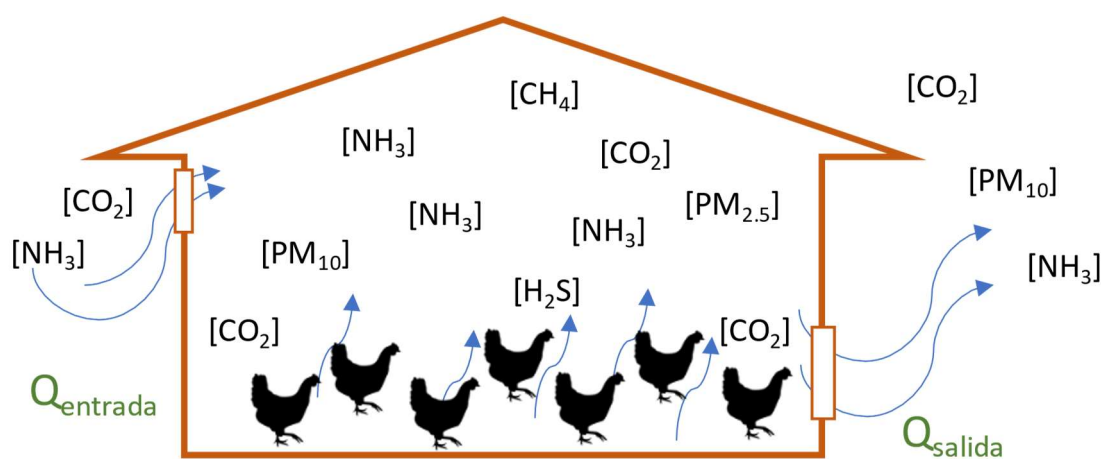
Para caracterizar las emisiones a la atmosfera en la etapa de alojamiento se pueden utilizar dos vías de cálculo: (i) las estrategias basadas en la medición in situ de la emisión, y (ii) las estrategias basadas en el balance de masas. En el ámbito científico, la emisión de NH<sub>3</sub> de las instalaciones de gallinas ponedoras convencionales se ha determinado en su mayoría mediante la monitorización continua de la tasa de ventilación y la concentración de NH<sub>3</sub> (Alberdi et al., 2016; Costa, Ferrari, & Guarino, 2012; Fournel et al., 2012; E. T. Hayes et al., 2006). Los

requerimientos técnicos y de mano de obra necesarios hacen que esta metodología sea una tarea difícil (Dekock, Vranken, Gallmann, Hartung, & Berckmans, 2009). El escaso número de instalaciones que han sido objeto de un seguimiento continuo a lo largo de todo el ciclo de puesta de las gallinas se debe en parte a los elevados costes que ello conlleva (Mosquera, 2007).

### 1.5.1 Estimación directa de la emisión

Los métodos basados en la medición de la emisión en origen se basan en la relación entre la concentración del gas en un volumen de aire conocido. Se trata de métodos basados en la cuantificación de flujos y concentraciones para fuentes confinadas como el alojamiento ganadero (Holden, Wolfe, Ogejo, & Cummins, 2021; VERA, 2018) o métodos basados en el uso de cámaras de flujo estáticas o dinámicas para las mediciones en las etapas de almacenamiento y aplicación a campo (Hassouna et al., 2016).

Aplicados a la medición en alojamiento en las naves de gallinas intensivas, se controla por una parte la ventilación de la nave, midiendo el caudal de salida, y la diferencia de concentraciones entre concentración de gases entre la salida y la entrada (Figura 1.7). En esta tesis se utilizará esta metodología para medir las emisiones de las naves de gallinas ponedoras.

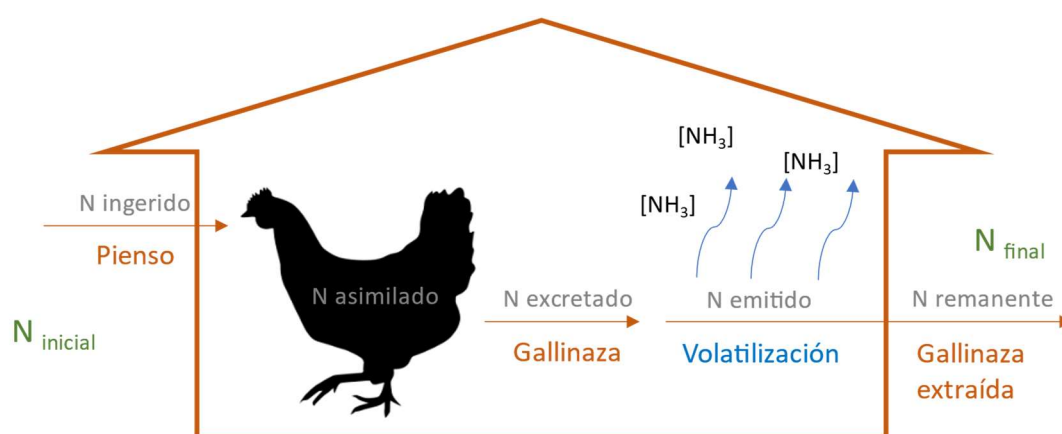


$$\text{Emisión} = \text{Ventilación} \times \text{Concentración gas}$$

**Figura 1.7:** Esquema sobre el cálculo de la emisión en el alojamiento de una nave intensiva de gallinas ponedoras por el método in situ. Fuente: Elaboración propia

### 1.5.2 Estimación indirecta de la emisión por balance de masas

Mediante el balance de masas se pueden estimar las emisiones de compuestos volátiles como el N. Estos métodos no miden las emisiones directamente, sino que estiman las emisiones basándose en los cambios en las concentraciones del compuesto en el sistema (Hassouna et al., 2016). Cualquier desequilibrio representa las pérdidas de elementos en compuestos volátiles. La precisión de los balances de masas depende de los datos técnicos y de gestión en la cadena de manejo de la gallinaza, así como de la caracterización fisicoquímica de la misma. Se deben tener datos de las entradas y salidas al sistema del compuesto objetivo (Holden et al., 2021). Por ejemplo, en el caso del alojamiento de gallinas ponedoras, el N entra al sistema por la alimentación, es retenido para el crecimiento y mantenimiento de las gallinas y parte es expulsado en los huevos y desechado en las excretas (Figura 1.8). En este trabajo se utiliza el balance de masas como metodología para calcular las emisiones de NH<sub>3</sub> de la nave avícola como complemento a la metodología de medida directa.



$$\text{Emisión } N = N_{\text{ingerido}} - N_{\text{asimilado}} - N_{\text{remanente}}$$

**Figura 1.8:** Esquema sobre el cálculo de la emisión de NH<sub>3</sub> en el alojamiento de una nave intensiva de gallinas ponedoras por balance de masas. Fuente: Elaboración propia

### 1.5.3 Estrategias de cuantificación de emisiones en alojamiento con muestreos intermitentes

Frente a las estimaciones directas de la emisión, y de cara a ajustar los FE a la realidad, se han desarrollado metodologías de cuantificación de las emisiones que abogan por reducir la frecuencia de los muestreos necesarios en cada granja

individual, y extenderlos a un mayor número de granjas (VERA, 2018). Este nuevo enfoque se denomina muestreo multi-explotación. De acuerdo al protocolo VERA, este muestreo se debe llevar a cabo en 4 explotaciones simultáneamente. En estas explotaciones se determina la concentración de gas durante 6 momentos distribuidos a lo largo del año, número que se considera idóneo para reducir la variabilidad del sistema (Ogink, Mosquera, & Melse, 2008).

Paralelamente a este protocolo, se han evaluado diferentes enfoques de estrategias de muestreo intermitente: (i) la reducción de los periodos de muestreo y la modelización a la emisión durante todo el año (Mosquera & Ogink, 2011), (ii) la modelización de la emisión en función de los parámetros climáticos y de gestión, junto con reducir los periodos de muestreo distribuidos a lo largo de todo el año (Dekock et al., 2009; Vranken, Claes, Hendriks, Darius, & Berckmans, 2004), y (iii) la modelización de la emisión en función únicamente de la estrategia de muestreo (medición durante 24 h, durante 48 h, una semana continuamente) y de la frecuencia de muestreo (1 o 2 vez al mes, 1,2,3,4 veces al año, etc.) (Daelman, De Baets, van Loosdrecht, & Volcke, 2013; Kafle, Joo, & Ndegwa, 2018; Ulens et al., 2015). La precisión de estas metodologías más recientes se ha evaluado para porcino y vacuno, pero no para instalaciones de gallinas ponedoras. La comprensión del proceso de emisión a nivel de granja en función de parámetros fácilmente medibles también reduciría los parámetros del modelo y su incertidumbre asociada (Z. Liu, Wang, & Beasley, 2006), lo que contribuiría a ajustar las emisiones reportadas.

## **1.6 Medición de la concentración de gases en alojamientos de avícola de puesta**

Las estrategias y los métodos de muestreo de los gases son determinantes para la calidad y la representatividad espacial y temporal de las mediciones de las emisiones. Existen dos familias de métodos de medición de la concentración que pueden utilizarse: los métodos físicos y los métodos químicos.

Los principales métodos físicos utilizados son las técnicas ópticas, la cromatografía de gases y la quimioluminiscencia (Holden et al., 2021). Las principales características de estos métodos son su corto tiempo de respuesta, su elevada sensibilidad a concentraciones bajas, y la posibilidad de controlar la



dinámica de la concentración en tiempo real. Además, estos métodos físicos permiten controlar al mismo tiempo diferentes gases con diversos niveles de concentración (Ni, Diehl, et al., 2017; T.A. Shepherd et al., 2015). Sin embargo, bajo ciertas condiciones de humedad, la señal de algunos compuestos como el CH<sub>4</sub> puede verse afectada en métodos ópticos como el analizador fotoacústico (Barreiro, Peuriot, Santiago, & Slezak, 2012).

Los principales métodos químicos son las trampas ácidas y los tubos de detección de gases colorimétricos (Holden et al., 2021). Estos métodos son adecuados para mediciones integradas en periodos que van desde unos minutos hasta unas semanas. Por lo tanto, son menos adecuados para controlar la dinámica de la concentración. Además, la mayoría de estos métodos son selectivos y no pueden utilizarse para medir varios gases al mismo tiempo utilizando el mismo equipo. Las trampas ácidas son ampliamente utilizadas debido a su relativamente bajo coste económico y fácil manejo. (Ndegwa, Vaddella, Hristov, & Joo, 2009).

### **1.7 Medición de la tasa de ventilación en las naves avícolas de puesta**

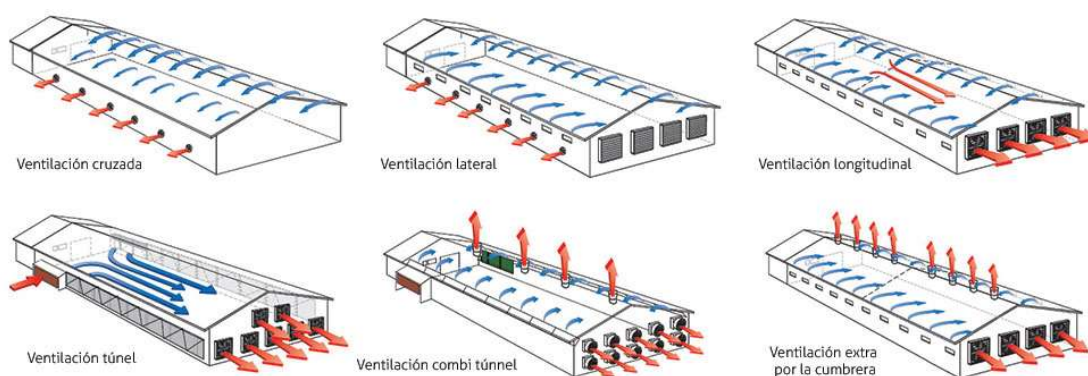
Los sistemas de control ambiental deben estar diseñados de manera que garanticen un aire fresco y unas condiciones higiénicas que promuevan la salud y el bienestar de las aves en el alojamiento. La ventilación debe ser capaz de mantener un entorno que reduzca el riesgo de sobrecalentamiento o enfriamiento de las aves y que permita a los animales disfrutar de un entorno saludable. Mediante la ventilación se controla tanto la humedad y temperatura del aire como la concentración de gases, el polvo y otras partículas en suspensión (NFACC, 2017). Determinar la ventilación idónea en cada momento en la nave es una tarea compleja ya que las necesidades de ventilación serán diferentes en función del parámetro que se desee controlar (Estellés, Bustamante, & Calvet, 2013). El intervalo ideal de humedad relativa para las aves de corral se sitúa entre el 55% y el 65%. La circulación interna del aire es también un factor muy importante, ya que ayuda a distribuir el aire fresco y controlar la temperatura (Huffman, 2007). Las variaciones repentinas o extremas en las condiciones de la nave pueden ser una fuente de estrés para las aves (NFACC, 2017).

Actualmente, la mayor parte de las explotaciones avícolas comerciales están equipadas con sistemas de ventilación forzada (Estellés et al., 2013). Se denomina

ventilación forzada a aquella en la que el intercambio de aire entre el interior y exterior de la nave ocurre mediante dispositivos mecánicos (ventiladores). Se diferencia de la ventilación natural por ser menos dependiente de la velocidad y orientación del viento exterior, y por el consumo continuado de energía para su funcionamiento. Un sistema de ventilación incluye siempre dos partes principales: la entrada y la salida de aire. En el caso de la ventilación forzada, al menos una de ellas contiene ventiladores.

Si el ventilador se coloca en el sistema de salida de aire, se denomina sistema de presión negativa y si el ventilador se coloca en la entrada del aire a la nave, se denomina sistema de presión positiva (CIGR, 1999).

La presente tesis se centra en la ventilación forzada por presión negativa. En este tipo de sistema de ventilación, los ventiladores extraen el aire de la nave provocando una caída de presión dentro de la nave respecto a la atmosférica. De esta manera el aire penetra a través de las distintas aberturas dispuestas por el diferencial de presión creado. Existen múltiples tipos de este tipo de ventilación (Figura 1.9). Las que vamos a tratar en esta tesis, y las más extendidas en las granjas comerciales nacionales son, la ventilación lateral y la ventilación túnel.



**Figura 1.9:** Tipos de ventilación forzada de presión negativa en naves avícolas. Fuente: Czarick and Fairchild (2017).

La ventilación lateral, también conocida como transversal, se caracteriza por un flujo de aire lateral que coincide con el eje transversal de la nave. La entrada de aire puede darse por ambas paredes longitudinales o solamente por una de ellas,

pudiendo ser la opuesta o la misma en la que están situados los ventiladores (Michael Czarick & Fairchild, 2017). Las velocidades máximas del aire se dan en las entradas y las salidas, pero la velocidad media del aire a nivel de las aves en estas naves siempre es baja, en torno a  $0,5 \text{ m s}^{-1}$ . Este tipo de ventilación está diseñado para climas donde las temperaturas en verano no excedan los  $25^{\circ}\text{C}$ . La velocidad media del aire evita que en invierno las aves sufran enfriamiento corporal, pero en verano con altas temperaturas las aves pueden sufrir estrés térmico al no generarse una velocidad de aire adecuada para reducir el estrés térmico (García, 2013). En las naves donde la entrada y salida de aire se produce en la misma pared, las trampillas de entrada de aire están orientadas hacia el tejado de las naves para asegurarse de que el flujo llega hasta la pared contraria.

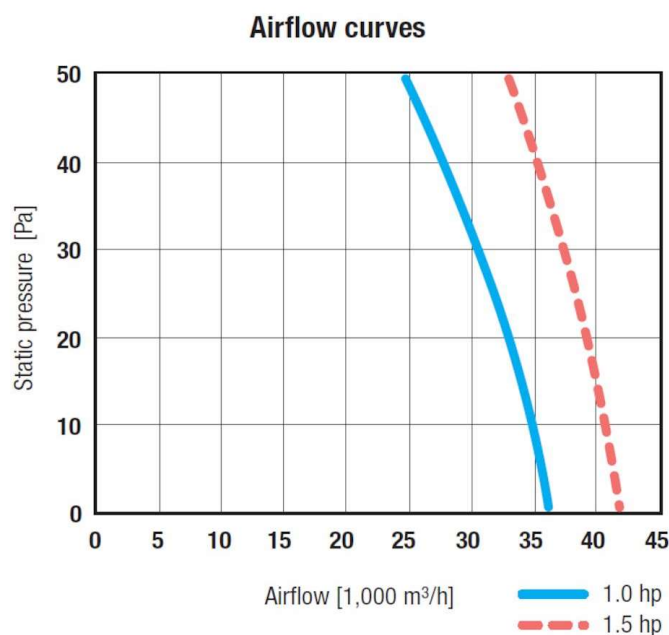
La ventilación túnel se caracteriza por un flujo de aire longitudinal, circula a lo largo de la nave y sale por los ventiladores situados en el otro extremo (Michael Czarick & Fairchild, 2017). La sección de la nave por la que circula el aire es mucho menor que en la ventilación lateral. Por tanto, con el mismo caudal de ventilación se obtienen velocidades de aire superiores. Este sistema ofrece ventajas en la época cálida ya que es capaz de mitigar el estrés térmico de las aves debido a la mayor velocidad de aire a la altura de las gallinas. Al contrario, en invierno el aire no es atemperado antes de impactar contra los animales, lo cual obliga a tener un mayor control de la ventilación para que no se produzca un enfriamiento excesivo de la nave (García, 2013).

### **1.7.1 Métodos de cálculo de la tasa de ventilación**

Estimar el caudal de ventilación de una explotación consiste en conocer el volumen de aire que atraviesa los ventiladores de salida de la nave. La precisión de la estimación de las tasas de ventilación es tan relevante como tener un buen control de la concentración de gases para producir datos de emisión robustos (Chai et al., 2012). Sin embargo, el estudio de la ventilación se ha descrito en la bibliografía como más difícil y menos seguro que la medición de la concentración de gases (Li et al., 2005). Factores como la variación estacional, el mantenimiento de los ventiladores en las explotaciones (polvo, desgaste, etc.) y las fluctuaciones de la presión diferencial, y del ciclo de trabajo de los ventiladores, dificultan la determinación del caudal (Hoff et al., 2009).

Las empresas fabricantes de ventiladores y los laboratorios de calibración de los mismos suministran caudales de aire certificados para cada modelo de ventilador. Estas curvas calibradas se representan en función de la presión diferencial generada (Figura 1.10).

Supongamos una nave hermética con las entradas de aire cerradas y con un ventilador para extraer el aire. Una vez entre en funcionamiento el ventilador, éste irá extrayendo aire del interior de la nave generando un vacío de aire y, por tanto, haciendo caer la presión estática del interior de la nave. Al disminuir el volumen de aire del interior del alojamiento, el ventilador tendrá mayor resistencia a la extracción de aire, y aún funcionando con la misma velocidad de rotación, extraerá menos caudal.



**Figura 1.10:** Curva teórica de caudal de un ventilador en función de la presión estática. Fuente: BESS Lab (2013).

En una nave comercial, la tasa de ventilación máxima teórica se calcularía sumando el caudal individual de cada ventilador, conociendo a que presiones trabaja y el tiempo que está en funcionamiento. Sin embargo, las curvas de los ventiladores en condiciones de funcionamiento en las explotaciones avícolas de puesta pueden variar debido a la velocidad/dirección del viento exterior o a las condiciones del propio ventilador. La medición directa de la ventilación tiene mayor precisión en el

cálculo de la tasa de ventilación que la estimación mediante la curva de ventilación teórica (R. S. Gates, Xin, Casey, Liang, & Wheeler, 2005).

El rendimiento de los ventiladores puede reducirse entre un 24 y un 60% en condiciones de campo debido a los desequilibrios de los ventiladores, la degradación de los motores, la acumulación de polvo en las aspas y las persianas de los ventiladores, o el desgaste y el deslizamiento de las correas (Casey et al., 2008; Chai et al., 2012; Janni, Jacobson, Nicolai, Hetchler, & Johnson, 2005).

Se hace necesario, por tanto, medir la velocidad de aire de paso de los ventiladores para ajustar el caudal teórico obtenido mediante las curvas de calibrado en condiciones de laboratorio al caudal extraído en condiciones de campo. Para controlar el flujo de aire a través de los ventiladores se puede usar una amplia gama de instrumentos. Los más comunes son los sensores de velocidad del aire como anemómetros de hilo caliente (Alberdi et al., 2016; Calvet et al., 2010), anemómetros de molinete (Chai et al., 2012; Liang et al., 2005; Xin et al., 2009), o ventilador de medición externo (Demmers et al., 1999; Park et al., 2018).

Por otro lado, los tacómetros láser son instrumentos que miden la velocidad de rotación sin contacto directo con los ventiladores. Según la primera ley del ventilador, la velocidad de rotación del ventilador está directamente relacionada con la capacidad de extracción del ventilador (Karassik, Messina, Cooper, & Heald, 1976). Esta propiedad se ha utilizado para determinar el estado de activación de los ventiladores, para evaluar la velocidad de los ventiladores de velocidad variable (Hoff et al., 2009) y para identificar el bajo rendimiento de los ventiladores en funcionamiento (Michael Czarick & Fairchild, 2004). Esta propiedad de los ventiladores podría ser utilizada para estimar la tasa de ventilación de la nave. Sin embargo, esta técnica aún no ha sido validada como método de medición de la tasa de ventilación en comparación con los métodos directos existentes.

Calculando el caudal extraído por cada ventilador a diferentes presiones diferenciales, se pueden representar las curvas de caudal en condiciones reales y adaptar la curva teórica (Figura 1.10). Además de conocer el caudal individual de cada ventilador, se debe saber el tiempo de activación de cada ventilador que está en

funcionamiento para integrarlo en el sumatorio de caudales individuales, y conocer de este modo la tasa de ventilación total de la nave (Holden et al., 2021). Esta información se extrae del sistema informático que controla la activación/desactivación de los ventiladores de la propia nave.

Por otra parte, existen técnicas indirectas de estimación de la ventilación, permite calcular el flujo de aire en función de las diferencias de concentraciones entre el interior y el exterior de la nave de diferentes compuestos. Los métodos indirectos son especialmente apropiados cuando se trata de instalaciones con ventilación natural o edificios con muchos ventiladores y escasa accesibilidad (Xin et al., 2009). Entre ellas el uso de CO<sub>2</sub> o el gas SF<sub>6</sub> como gas trazador (Edouard, Mosquera, Van-Dooren, Mendes, & Ogink, 2016), el balance de masas de humedad (Samer et al., 2012) y el balance de calor (Blanes & Pedersen, 2005) han sido ampliamente descritas en la literatura.

## **1.8 Reducción de emisiones a lo largo de la cadena de manejo de gallinaza**

Tal y como se ha mencionado en el apartado 1.2 sobre el contexto normativo ambiental, los estados miembros de la UE están obligados a adoptar diferentes marcos normativos para reducir las pérdidas de NH<sub>3</sub>. La Directiva 2016/2284/UE sobre techos nacionales de emisión debe ser cumplida para reducir progresivamente las pérdidas de NH<sub>3</sub> en un 19% (año base 2005) a nivel europeo hasta 2030 (EU, 2016). Según los datos del inventario nacional, España debe minimizar sus pérdidas de NH<sub>3</sub> en un 16% para el mismo periodo de tiempo.

En el documento BREF publicado por la CE, se recogen las MTD aplicables en instalaciones avícolas para conseguir las reducciones deseadas. Las MTD aplicadas a una fase específica de la producción y la manipulación de la gallinaza influyen en el potencial de emisiones de la fase siguiente, debido a la interdependencia de las distintas fases de la gestión de la gallinaza (Santonja et al., 2017). En general, una reducción de las emisiones de NH<sub>3</sub> procedentes del alojamiento da lugar a una mayor concentración de N en la gallinaza almacenada. Al mismo tiempo, una medida para reducir las emisiones del almacenamiento de la gallinaza da como resultado una mayor cantidad de N disponible para la aplicación a

campo, con el riesgo potencial de emisiones de  $\text{NH}_3$  y  $\text{N}_2\text{O}$  y un mayor potencial de lixiviación de  $\text{NO}_3^-$  al agua. El control de las emisiones procedentes de la aplicación de la gallinaza es especialmente importante, ya que puede ser un componente importante de las emisiones totales. Si no se aplican estrategias de disminución de la volatilización de  $\text{NH}_3$  en esta última fase, se puede perder gran parte del beneficio alcanzado mediante la reducción de las emisiones en el alojamiento y el almacenamiento (Wang et al., 2019). Debe promoverse un enfoque integrado en la cadena de manejo de la gallinaza para la reducción de las emisiones en la explotación, basado en una estrategia de gestión que evite flujos de contaminación.

El enfoque integrado permite discernir entre las técnicas o combinaciones de técnicas que conducen a una mejora ambiental global y las técnicas que pueden dar lugar a un traspaso de contaminantes (Santonja et al., 2017).

### **1.8.1 Túnel de secado de gallinaza**

Existen diferentes tratamientos para la gallinaza, cuyo objetivo final es convertir un “residuo” que supone un inconveniente para el ganadero en un producto del que se puede sacar un beneficio económico y ambiental. Estos tratamientos mejoran la calidad agronómica de la gallinaza, el aprovechamiento energético de la misma o facilitan su transporte fuera de la explotación.

Entre las diferentes técnicas sugeridas para las instalaciones de gallinas ponedoras, el túnel de secado de gallinaza por aire (MDT, por sus siglas en inglés) está catalogada como una tecnología eficaz para controlar la emisión de  $\text{NH}_3$  (Santonja et al., 2017). La base teórica del MDT como estrategia para mitigar la volatilización de  $\text{NH}_3$  es la disminución de la tasa de hidrólisis del ácido úrico cuando se reduce el contenido de humedad de la gallinaza (Groot-Koerkamp, 1994). El informe 2017/302/UE citó que hasta el 65% de la emisión de  $\text{NH}_3$  puede reducirse mediante MDT en todo el ciclo de gestión de la gallinaza. Sin embargo, la información sobre el rendimiento del secadero sobre la mitigación de  $\text{NH}_3$  en diferentes climas y composiciones de gallinaza es aún escasa.

Otra ventaja asociada a la implantación del MDT es la reducción de la masa de gallinaza obtenida, lo cual reduce los costes de transportar la gallinaza resultante fuera de la granja. El producto seco resultante es más adecuado para ser utilizado como fertilizante debido a una composición físico-química más estable y puede crear un beneficio económico para los ganaderos (Winkel, Mosquera, Aarnink, Groot Koerkamp, & Ogink, 2017).

En los secaderos de gallinaza exteriores, la gallinaza producida en el interior de la explotación es transportada al MDT exterior. El MDT consiste en un sistema de cintas separadas y perforadas dispuestas en diferentes alturas, lo que constituye un túnel ventilado para el secado de la gallinaza. El túnel suele construirse en el lateral del gallinero por lo que es necesario una ventilación transversal. El funcionamiento se basa en transportar la gallinaza entrante a la parte superior de la cinta escalonada, en un movimiento de zigzag hasta la cinta inferior. El túnel se ventila con el aire caliente que se extrae de la propia ventilación de la nave (Figura 1.11). La gallinaza, la cual avanza diariamente un tercio de la longitud total de las cintas, se seca en aproximadamente 2 o 3 días según las condiciones meteorológicas, alcanzando un contenido medio final de materia seca (MS) del 60-80%. Si el proceso no es lo suficientemente rápido o completo para secar la gallinaza (por ejemplo, el 80% MS en 72 h), puede producirse un efecto inverso en el que se facilite la volatilización de  $\text{NH}_3$ . Debe investigarse si la emisión de  $\text{NH}_3$  producida durante el proceso de secado se compensa con la reducción en posterior de emisiones en la etapa de almacenamiento y aplicación a campo.





*Figura 1.11: Túnel de secado de gallinaza exterior de una explotación avícola.*

### **1.8.2 Combinación de técnicas mitigadoras en la cadena de manejo de gallinaza**

Además de la implantación del MDT, se han descrito diferentes técnicas para reducir las pérdidas de compuestos de N a lo largo de la cadena de manejo de la gallinaza. En la fase de alojamiento, la reducción de las emisiones empieza por la alimentación. La gestión nutricional busca satisfacer las necesidades nutricionales de las gallinas minimizando la excreción de nutrientes. Para ello se puede alimentar a las gallinas con diferentes formulaciones diferenciando entre sus fases de crecimiento. Actualmente se mejora la asimilación de N y fósforo mediante la adición de aminoácidos sintéticos, fitasas y otros aditivos (Li et al., 2012; W. Powers & Angel, 2008; Summers, 1993). Una vez excretada la gallinaza, el aumento de la frecuencia de retirada de la gallinaza de la nave se ha identificado como una práctica eficaz en la reducción de la emisión de  $\text{NH}_3$ . Shepherd et al. (2017) reportaron una reducción del 30% en la emisión de  $\text{NH}_3$  al pasar de la retirada quincenal a la retirada diaria en instalaciones de gallinas ponedoras con sistemas de secado en el interior de la nave. Este efecto fue más evidente en instalaciones sin sistemas de pre-secado interior de la gallinaza, acorde a Liang et al. (2005), quienes observaron de una reducción del 74% de las emisiones de  $\text{NH}_3$  al comparar la eliminación diaria con la eliminación quincenal. Tal y como se ha mencionado anteriormente, la reducción de las pérdidas de  $\text{NH}_3$  en la etapa de alojamiento transfiere mayor cantidad de N

cadena abajo en ausencia de técnicas adicionales. Según Shepherd et al. (2017), es todavía necesario profundizar en la investigación sobre la gestión óptima de la retirada de la gallinaza y su impacto posterior en las emisiones de NH<sub>3</sub> en la etapa de almacenamiento. Con respecto a las emisiones asociadas al almacenamiento de la gallinaza, Lin, Zhang, Jiang, & El-Mashad (2017) reportaron que el 20% del N total acumulado era emitido a la atmósfera en forma de NH<sub>3</sub> y N<sub>2</sub>O. En la fase de aplicación al suelo, el método más eficaz para reducir las pérdidas de NH<sub>3</sub> es la incorporación de la gallinaza al suelo. Según Schilke-Gartley & Sims, (1993), se alcanza una reducción del 85% en comparación con la aplicación superficial de gallinaza. Sin embargo, la incorporación de gallinaza podría promover la formación de N<sub>2</sub>O debido a los procesos de nitrificación/desnitrificación (Sommer, 2013).

### **1.9 Enfoque integrado de las emisiones y su modelización**

En los últimos tiempos, el enfoque integrado de ciclo de vida y la modelización han tomado importancia de cara a analizar los impactos ambientales de la producción de huevos. Esta metodología está basada en un enfoque holístico que evalúa el impacto ambiental asociado a la producción de huevos. Para ello se utilizan modelos que usan bases de datos con FE de cada proceso involucrado en la producción y permiten calcular su contribución al impacto ambiental total. El análisis del ciclo de vida (ACV) se viene utilizando desde hace tiempo para la evaluación ambiental de los productos alimentarios (Andersson, Ohlsson, & Olsson, 1994). Sin embargo, no es hasta esta última década cuando se han implementado estudios basados en el ACV para la producción avícola de puesta (Dekker, de Boer, Vermeij, Aarnink, & Koerkamp, 2011; Ghasempour & Ahmadi, 2016; Leinonen, Williams, Wiseman, Guy, & Kyriazakis, 2012; Pelletier, 2017; Pelletier, Ibarburu, & Xin, 2013). A nivel nacional, se ha encontrado un estudio de ACV para la producción de huevos (Abín, Laca, Laca, & Díaz, 2018). En este trabajo, las emisiones de N asociadas a la producción de huevo se calcularon a partir de los FE definidos en el reporte de emisiones que España envía a la CE para el sector avícola de puesta y, como hemos visto en el apartado 1.5, tiene un alto grado de incertidumbre (MTERD, 2021d). La disponibilidad de estudios de investigación aplicada en granjas para determinar FE es fundamental en la modelización. El ajuste de los FE a nivel de explotación puede ser de gran interés para mejorar las bases de datos para los ACV.

Además, el ACV permiten simular diferentes escenarios y usarse como una herramienta de toma de decisiones para mejorar la gestión ambiental (Costantini, Ferrante, Guarino, & Bacenetti, 2021; Djekic & Tomasevic, 2016) y cada vez más empresas del sector agroalimentario demandan este tipo de enfoque por razones de sostenibilidad, transparencia, comercialización y ecoetiquetado de sus productos (Cimini & Moresi, 2018).





## Capítulo 2:

Justificación y objetivos



## 2. Justificación y objetivos

### 2.1 Justificación

Existe la necesidad de aumentar la producción de huevos para satisfacer la creciente demanda mundial (Rabobank, 2017; UN, 2019) y conjugarlo con los criterios de sostenibilidad y seguridad alimentaria recogidos en el Pacto Verde Europeo para mitigar los efectos del cambio climático, y contribuir a mejorar la calidad del aire y del medio (EC, 2019).

Entre los principales factores que afectan a la productividad en una explotación avícola de puesta están la alimentación de las gallinas, el diseño y eficiencia energética del alojamiento, el confort térmico de las aves o las prácticas de manejo de sus excretas y sus emisiones asociadas (Berckmans & Norton, 2016; T.A. Shepherd et al., 2015; Xin et al., 2011). Una producción avícola eficiente necesita una climatización interior óptima que garantice el confort animal (Bohnes, 2017). Los métodos para controlar que la ventilación de la nave es adecuada requieren de material y requerimientos técnicos que no suelen estar al alcance de los ganaderos (Holden et al., 2021). Dotar a los avicultores de un sistema de medición de la ventilación asequible y fiable contribuiría a tener más control sobre el sistema de ventilación por parte del ganadero.

Al mismo tiempo, conocer el caudal de ventilación de una nave es necesario para estimar la emisión de gases al exterior de la nave (VERA, 2018). Acorde a los FE publicados en el BREF para explotaciones de ponedoras, la emisión de  $\text{NH}_3$  puede oscilar entre 0,01-0,15 kg  $\text{NH}_3$  gallina<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> para diferentes tipos de alojamiento y sistemas de gestión de gallinaza (Santonja et al., 2017). Los valores de emisión de  $\text{NH}_3$  recogidos en el inventario nacional mostraron una elevada incertidumbre (MTERD, 2021b). Aumentar el número de explotaciones avícolas de puesta en las que se monitorice las emisiones de  $\text{NH}_3$  ayudaría a reducir la incertidumbre, y a ajustar los FE utilizados actualmente. El escaso número de instalaciones que han sido monitoreadas de forma continua se debe en buena parte a

los altos costos asociados (Mosquera, 2007). Los equipos analíticos y la demanda de mano de obra requeridos hacen que la evaluación de las emisiones de NH<sub>3</sub> en naves avícolas sea una tarea sofisticada (Dekock et al., 2009). Se han sugerido estrategias de muestreo intermitente como alternativas válidas a la monitorización continua de las emisiones de gases para explotaciones porcinas y de vacuno (Kafle et al., 2018; Ulens et al., 2015), pero no para instalaciones de gallinas ponedoras hasta la presente fecha.

El cumplimiento de la Directiva 2016/2284/UE sobre la reducción de emisiones obliga a reducir las pérdidas de NH<sub>3</sub> a nivel europeo (EU, 2016). Las emisiones de NH<sub>3</sub> en España han excedido sistemáticamente su techo nacional desde la entrada en vigor de la Directiva 2001/81/CE en 2010, y exceden actualmente un 39% los límites máximos aplicables (353 kt). Por ello, la CE instó a España en 2019 a tomar medidas prioritarias para atajar el problema entre las que se encuentra el hacer frente a las emisiones contaminantes al agua y el aire, así como al olor procedente de las instalaciones dedicadas a la cría intensiva de aves (CE, 2019).

A su vez, la Directiva 2010/75/UE obliga a las instalaciones intensivas de gallinas ponedoras de más de 40.000 cabezas a implementar las MTD en la granja para minimizar la contaminación derivada de sus actividades (EU, 2010). El secado de la gallinaza es una de las técnicas propuestas por la CE para reducir las emisiones de NH<sub>3</sub> de las explotaciones avícolas de puesta intensivas (Santonja et al., 2017). Sin embargo, Winkel et al. (2017) apuntaron a que se ha subestimado las emisiones de NH<sub>3</sub> originados en los túneles de secado hasta la fecha, existiendo pocos estudios que avalen el potencial reductor de las emisiones de NH<sub>3</sub> en estos sistemas. La tasa de volatilización de NH<sub>3</sub> durante el proceso de secado de la gallinaza debe evaluarse en diferentes condiciones climáticas para garantizar la viabilidad de la implantación de esta tecnología.

La gallinaza producida en las explotaciones avícolas intensivas es considerada habitualmente como un residuo difícil de gestionar por parte de los avicultores. El túnel de secado es una tecnología que reduce el volumen de gallinaza a tratar, siendo el producto final más fácil de manejar y de exportar de las explotaciones. La gallinaza es habitualmente aplicada a campo como fertilizante (Aranguren, 2021; Yunan, Weixin, Yujie, & Hui, 2021). La política de economía



circular contemplada en el Pacto Verde Europeo tiene como objetivo la valorización de los residuos y la reducción de las pérdidas gaseosas a la atmósfera (EC, 2019; Mak, Xiong, Tsang, Yu, & Poon, 2020a). En este escenario, el estudio integral de la cadena de manejo de la gallinaza y sus emisiones asociadas desde el alojamiento, el almacenamiento y su aplicación a campo contribuirá a la toma de decisiones sobre manejos más sostenibles que reduzcan las emisiones.

## 2.2 Objetivo general y específicos de la tesis

El objetivo general de este trabajo es contribuir al conocimiento sobre el control de pérdidas de gases nitrogenados de las explotaciones avícolas de puesta intensivas e implementar medidas de mitigación de la emisión que permitan mejorar la competitividad de las explotaciones bajo criterios de sostenibilidad, mediante la generación de conocimiento en varias áreas: (i) la utilización de diferentes técnicas directas e indirectas para la estimación de la tasa de ventilación de las naves, (ii) la evaluación de la emisión de  $\text{NH}_3$  en naves equipadas con un túnel de secado de gallinaza, (iii) la creación de un protocolo para la realización de medidas intermitentes frente al control continuo de las emisiones, y (iv) la utilización de una perspectiva holística para evaluar las pérdidas de gases nitrogenados ( $\text{NH}_3$  y  $\text{N}_2\text{O}$ ) a lo largo de la cadena completo de manejo de la gallinaza.

Para ello, se establecieron los siguientes objetivos específicos:

1. Calcular la tasa de ventilación y su incertidumbre asociada de una nave intensiva de gallinas ponedoras equipada con un sistema de ventilación transversal por presión negativa mediante el método directo (anemómetro de hilo caliente) y el método indirecto (balance de masas de  $\text{CO}_2$ ). *Capítulo 3*
2. Estimar la viabilidad de la medición de la tasa de ventilación mediante un tacómetro laser que reduciría los tiempos de calibración empleados con el método directo e indirecto anteriormente citados. *Capítulo 3*
3. Cuantificar la emisión de  $\text{NH}_3$  de una nave intensiva de gallinas ponedoras equipada con un túnel de secado mediante (i) el control de la tasa de ventilación y la concentración de  $\text{NH}_3$  y, (ii) mediante el método de balance de masas de N. *Capítulo 4*
4. Cuantificar la emisión de  $\text{NH}_3$  del túnel de secado de gallinaza anexo a la explotación avícola. *Capítulo 4*

5. Relacionar parámetros climáticos, de producción y de manejo de la gallinaza mediante un modelo estadístico para estimar la emisión de  $\text{NH}_3$ .

***Capítulo 5***

6. Evaluar la aplicación de estrategias intermitentes de muestreo a las explotaciones intensivas de puesta. ***Capítulo 5***
7. Evaluar las emisiones de  $\text{NH}_3$  y  $\text{N}_2\text{O}$  de toda la cadena de manejo de la gallinaza bajo diferentes escenarios que combinen estrategias de mitigación en las etapas de alojamiento (frecuencia de extracción de la gallinaza), tratamiento (túnel de secado), almacenamiento (gallinaza seca y fresca) y aplicación a campo (gallinaza seca y fresca, e incorporación o aplicación en superficie de la gallinaza). ***Capítulo 6***



## Capítulo 3:

Assessing ventilation rate measurements  
in a mechanically ventilated laying hen  
facility



## Abstract

Gaseous emission in laying hen facilities affects animal production performance and the environment. Emission is ruled by gas concentration and ventilation rate, which are the key parameters to estimate precise emission factors. In this work, ventilation rates were assessed in a mechanical ventilated laying hen facility under Mediterranean climate conditions. The study was performed during a complete production cycle from July 2015 to October 2016. Direct hot wire anemometer and fan rotational speed methods, and indirect CO<sub>2</sub> mass balance method were used to assess the ventilation rates. Mean ventilation rate was  $5.3 \pm 2.9 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ hen}^{-1}$  for hot wire anemometer method. The mean uncertainty of ventilation rate based on hot wire anemometer method was 8.5%, and it varied among ventilation stages from 2.3% to 12.8%. Uncertainty was higher in warm season (9.6%) than in cold season (5.4%). In relation to fan rotational speed method, mean ventilation rate was  $5.9 \pm 3.3 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ hen}^{-1}$ , which accounts for 8.3% more than hot wire anemometer method. According to the results, fan rotational speed method would be less sensitive than hot wire anemometer method for assessing ventilation rates. Ventilation rate was  $6.3 \pm 2.1 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ hen}^{-1}$  for CO<sub>2</sub> balance method which estimated lower VR values in warm season comparing to LT method (-5%) but higher values to HWA method (+5%). On the contrary, it estimated higher values in cold season comparing to HWA method (+23%) and LT method (+17%). Correlation analysis showed a strong correlation between CO<sub>2</sub> balance method and both direct methods (R=0.85 and 0.86 for HWA and LT, respectively).

# 3. Assessing ventilation rate measurements in a mechanically ventilated laying hen facility

## 3.1 Introduction

Intensive livestock facilities are associated to large volumes of animal excreta, which produce ammonia (NH<sub>3</sub>) and greenhouse gases (GHG) emissions. Laying hen facilities lead to 88 ktonnes of NH<sub>3</sub> year<sup>-1</sup> and 2.8 kg CO<sub>2</sub>-equiv. kg<sup>-1</sup> egg in the European Union (Santonja et al., 2017). The revised Gothenburg Protocol and Paris Agreement have set out more restrictive national limits of NH<sub>3</sub> and GHG emission, respectively, at national level for the year 2020 and thereafter (EU, 2016; United Nations, 2015). According to future scenarios, egg production is expected to increase globally more than 50% in the following two decades (Rabobank, 2017). Improving the knowledge on NH<sub>3</sub> and GHG emission associated to this sector is crucial to design reliable mitigation strategies, and contributing therefore to fulfil the national emission limits under this growth scenario.

Gaseous losses from forced ventilation laying hen facilities are calculated using (i) the ventilation rate (VR) and (ii) the gas concentration at the building. The accuracy of VR estimation is as relevant as having good gas concentrations monitoring in order to produce robust emission data (Chai et al., 2012). However, the study of VR has been described as more challenging and less certain than measuring gas concentration (Li et al., 2005). Factors such as the seasonal VR variation, fan management at farm level (dust, wear, etc.) and the fluctuations of the differential pressure and fan duty cycle make it difficult to ascertain VR (Hoff et al., 2009). Manufacturers and laboratories supply certified fan tests airflow rates, nevertheless, fan performance can be reduced by 24 to 60% under field conditions due to fan imbalances, motor degradation, dust build-up on fan blades and shutters, or belt wear and slippage (Casey et al., 2008; Chai et al., 2012; Janni et al., 2005).

Direct and indirect methods can be used to assess VR from laying hen buildings (Li et al., 2005; Xin et al., 2009). The direct methods are based on the measurement of the fan duty cycle and the extraction capacity of the fans in field conditions as a function of the building differential static pressure. Hoff et al. (2009) grouped them into 3 methods depending on how fans are measured: fan indication methods, fan rotational methods and airspeed measurement methods. Among the variety of direct methods, fan extraction capacity has been commonly assessed using air velocity sensors such as hot wire anemometers (HWA) (Alberdi et al., 2016; Calvet et al., 2010), fan propeller anemometers (Chai et al., 2012; Xin et al., 2009) or Measuring Fans (MF) (Demmers et al., 1999).

Laser tachometers (LT) are instruments measuring the rotational speed without direct contact with the fans. According to the first fan law, the fan rotational speed (FRS) is directly related to the fan extraction capacity (Karassik et al., 1976). This property has been used for determining the single-speed fan activation status, for assessing the speed of variable-speed fans (Hoff et al., 2009) and for identifying the underperformance of operating fans (Michael Czarick & Fairchild, 2004). However, LT have not been yet validated as a VR measuring method by comparison against existing direct methods.

Alternatively, indirect methodologies have been also described for estimating VR in mechanically ventilated buildings. Indirect methods are especially appropriate when dealing with naturally ventilated facilities or buildings with many fans and scarce accessibility (Xin et al., 2009). Indirect techniques such as tracer gas technique (Edouard et al., 2016), moisture mass balance (Samer et al., 2012) and heat balance (Blanes & Pedersen, 2005) have been widely described in the literature. Nonetheless, carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) mass balance is the most common indirect method used for VR assessment (Li et al., 2005; Estellés et al., 2011; Liu et al., 2016). This methodology considers either CO<sub>2</sub> produced by hens' respiration and manure decomposition as a natural tracer gas.

Both direct and indirect methods have potential measurement errors (uncertainty), which must be necessarily quantified and minimized in order to have accurate VR values. Uncertainty is defined as a parameter associated with the result

of a measurement that characterizes the dispersion of the values that could reasonably be attributed to the measurand (Ellison & Williams, 2012). In mechanically ventilated buildings, the dispersion of the values associated to VR is likely to be the most relevant uncertainty source on emission calculation (Calvet et al., 2013). Previous studies have attributed 15-40% of uncertainty for CO<sub>2</sub> balance (Blanes & Pedersen, 2005; Pedersen et al., 2008), 10% for HWA method (Calvet et al., 2010), less than 5% for MF (Demmers et al., 1999) and 3% for fan propeller anemometers (R. S. Gates, Casey, Xin, Wheeler, & Simmons, 2004).

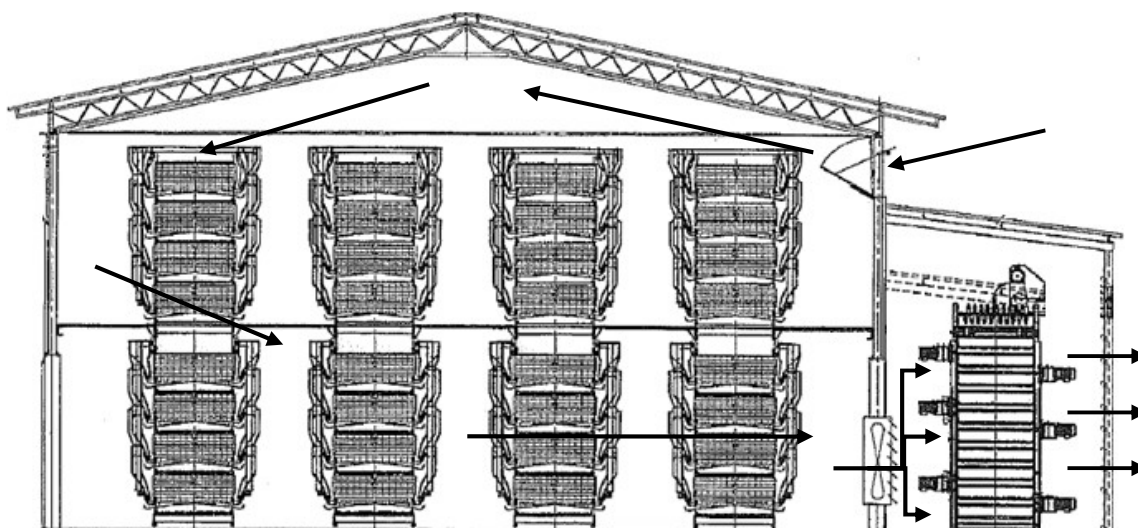
The aims of this study were 1) to calculate the VR and the associated uncertainty by applying HWA direct method in a commercial laying hen facility under continental Mediterranean climate, 2) to assess the feasibility of LT measurements for estimating VR, and 3) to test the accuracy of CO<sub>2</sub> mass balance method.

## **3.2 Materials and Methods**

### **3.2.1 Housing and animals**

The study was performed from July 2015 to October 2016 in a commercial laying hen farm located in Egino (the Basque Country, North of Spain) which had three buildings which housed approximately 120,000 Lohmann Brown hens. The study was performed in one of the buildings (84 m length, 13 m width and 6.3 m high), in which 39,000 hens were reared in cages organized in 4 rows of 8 tiers (Figure 3.1). The building was equipped outdoors with a manure drying tunnel (MDT). Manure deposited on the belts was moved daily 1/6 of the total belt length. In total, manure was 6 days in the system (building + MDT) before the storage.





**Figure 3.1:** Cross-section of the building and the MDT. Arrows indicate air movement through the building.

### 3.2.2 Ventilation system

The facility was equipped with a mechanical ventilation system (Figure 3.1). Fifteen propeller single-speed exhaust fans (Model EM50 1.5 HP, 1.28 m diameter, Munters Euroemme S.p.A., Italy) were installed in the north sidewall of the building. Fans were belt-driven and equipped with exhaust shutters. Construction details and air airflow rate capacity were verified by Bess Lab (test #13610) at Agricultural Engineering Department, University of Illinois (USA). Fans were grouped into 9 ventilation stages. There was an overpressure room between exhaust fans and the MDT for a well-functioning of the MDT. Ten out of fifteen fans exhausted air into the overpressure room. The only air inlet vents were also located in the north sidewall (Figure 3.1). An automated system (Tecno Poultry Equipment Macroneu 3, Italy) controlled the opening of the baffled inlet vents and the fan duty cycle according to indoor temperature. The system had 3 opening stages (closed, partially open and fully open). A cooling system was activated during the hottest days in summer ( $>30\text{ }^{\circ}\text{C}$ ). Fans were cleaned fortnightly by the farm operators.

### 3.2.3 Environmental measurements

Air temperature and relative humidity were continuously monitored by using seven transmitters (HOBO U12, 2EXT DataLogger, USA, accuracy  $\pm 0.35\text{ }^{\circ}\text{C}$  and  $\pm 2.5\%$ , respectively). Two transmitters were placed indoors close to the fans, whereas a third one was installed outdoors to monitor the atmospheric conditions. Data

registered from the third transmitter were checked with the dataset collected by the nearest meteorological station of the Basque Service of Meteorology. The four remaining transmitters were distributed within the building in order to study the air stream performance. Two digital pressure transducers (Veris, PX, USA, accuracy  $\pm 0.5$  Pa) were also installed in the north sidewall of the building. The first one recorded the differential pressure between the outside and the inside of the building, whereas the second one recorded the differential pressure between the overpressure room of the MDT and the inside of the building. Differential pressure was registered every second. Fan duty cycle was recorded with an electronic dataLogger (Binary Devices S.L., DataLogger 244, Spain) according to the methodology described by Alberdi et al. (2016). Fan status (on/off) was also recorded every second. All sensors used in the study were calibrated before the start of the experimental trial. Data were used to create hourly and daily mean data.

### 3.2.4 Direct measurement of ventilation rate

Ventilation rate is the sum of the airflow exhausted by each individual fan at varying differential pressures and fan duty cycles (Eq. 1). In the current study, VR was calculated on an hourly basis,

$$VR = \sum_{f=1}^{f=15} Q_{ft} * \Omega_f \quad (1)$$

Where,

VR = ventilation rate of the building at time t ( $m^3 s^{-1}$ )

$Q_{ft}$  = airflow exhausted by fan f at time t ( $m^3 s^{-1}$ )

$\Omega_f$  = duty cycle expressed as % of the time t during which fan f was active

The airflow exhausted by each fan ( $Q_{ft}$ ) was calculated following different methods. Based on the fan performance data test obtained from Bess Lab (test #13610) for the fan model installed at the building, airflow exhausted by each fan follows a 3<sup>rd</sup> degree polynomial function, which depends on the differential pressure (Eq. 2).

$$Q_{ftBESS} = -4.9 \times 10^{-3} (Ps)^3 - 2.87 \times 10^{-1} (Ps)^2 - 1.51 \times 10^2 (Ps) + 42152 \quad (2)$$

Where,

$Q_{ftBESS}$  = airflow exhausted by fan  $f$  at time  $t$  based on BESS Lab performance function ( $m^3 h^{-1}$ )

$P_s$  = differential pressure at time  $t$  (Pa).

The Bess Lab test standard conditions were defined as 25.8 °C and 99.2 kPa. The same dry air standard condition values were used to standardize our study measurements.

As previously mentioned, the airflow rates of the fans may be affected by several factors (wear, dust, imbalances, etc.), which make necessary the field calibration of the fans. Two direct calibration methods were used to assess  $Q_{ft}$  in the current study: HWA and LT methods.

HWA Method. The methodology proposed by ASHRAE (2017) was used for HWA calibration method. Fan calibration events were carried out throughout the period of study without altering the ventilation conditions of the building. The whole range of ventilation stages was covered. A calibrated hot wire anemometer (Testo 425, Germany, accuracy  $\pm 0.03 m s^{-1}$ ) was used to measure the air speed of each fan. In accordance with ASHRAE (2017), equal-area method was followed to measure air velocity. A square cross section duct (1.3 m length) was divided in 5x5 equidistant measuring points. Duct was attached upstream to the fan. Although duct width should have been at least the length of the fan diameter (1.28 m), building design did not allow carrying out it and air was ducted 30 cm. During the calibration, air velocity was continuously measured for 1 minute. Averaged value with more than 5% of deviation was repeated.

Fan performances were studied from 0 to 55 Pa, in which 9 ventilation stages were represented. Moreover, 5 fans were randomly selected at the beginning of the trial to check the fan degradation. Fans were checked at 0, 6, 12 and 16 months.

These tests were carried out at 15, 30 and 45 Pa of differential pressure. The airflow exhausted by each fan following HWA methodology ( $Q_{ftHWA}$ ) was obtained multiplying the mean value of air velocity at each differential pressure and the square cross section of the duct (Eq. 3).

$$Q_{ftHWA} = V_f * S \quad (3)$$

Where,

$Q_{ftHWA}$  = airflow exhausted by fan f at time t calculated with HWA method ( $m^3 s^{-1}$ )

$V_f$  = mean value of air velocity at 25 locations of fan f ( $m s^{-1}$ ).

$S$  = square cross section of the duct ( $m^2$ ).

A 3<sup>rd</sup> degree polynomial curve was obtained for each fan as a function of  $Q_{ftHWA}$  and  $P_s$ . Then, the recorded differential pressure allowed to calculate building VR in Eq. 1 for HWA methodology replacing  $Q_{ft}$  in Eq.1 by  $Q_{ftHWA}$  of Eq. 3 and taking into account the duty cycle of each fan. Integrated hourly basis data were used to calculate daily and monthly basis VR. Days with less than 18 h of registration were deleted from the data.

LT Method. Fan calibration was conducted by using a handheld non-contact laser tachometer (Digital Tachometer DT-6236C, Handsun, China, accuracy  $\pm 1$  rpm). This method allows assessing the FRS without disturbing its operability. The measuring events were carried out before and after the experimental period, when the facility was empty. Fan rotational speed was measured in each fan from 0 to 55 Pa of differential pressure, in which 9 ventilation stages were represented. Based on the certified Bess Lab fan performance function (Eq. 2), the airflow exhausted by each fan ( $Q_{ftLT}$ ) was extracted according to the first fan law (Eq. 4). The relationships between certified airflow exhausted value at each differential pressure and at certified rotational speed, allowed to develop a new 3<sup>rd</sup> degree polynomial curves for each fan as a function of  $Q_{ftLT}$  and  $P_s$ .

$$Q_{ftLT} = Q_{ftBESS} \frac{N_2}{N_1} \quad (4)$$

Where,

$Q_{ftLT}$  = airflow exhausted by fan f at time t and at differential pressure p calculated with LT method ( $m^3 s^{-1}$ ).

$N_1$  = nominal fan speed  $N_1$  according to BESS Lab certified test (rpm).

$N_2$  = fan speed measured with the laser tachometer (rpm).

Then, the differential pressure allowed to calculate building VR in Eq. 1 for LT methodology replacing  $Q_{ft}$  in Eq.1 by  $Q_{ftLT}$  of Eq. 3 and taking into account the

duty cycle of each fan. Hourly, daily and monthly basis VR determinations were also determined.

### 3.2.5 Indirect measurement of building ventilation rate

CO<sub>2</sub> Balance. Ventilation rate is related to CO<sub>2</sub> balance at animal buildings as follows (CIGR, 2002):

$$VR_{CO_2} = \frac{PRCO_2 \Psi}{([CO_2]_e - [CO_2]_i)} \quad (5)$$

Where,

$VR_{CO_2}$  = ventilation rate of the building at time t based on CO<sub>2</sub> balance method (m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>)

$PRCO_2$  = carbon dioxide production rate of hens (ml CO<sub>2</sub> s<sup>-1</sup>)

$\Psi$  = animal activity

$[CO_2]_e$  = carbon dioxide concentration of the exhaust air (ppm)

$[CO_2]_i$  = carbon dioxide concentration of the inlet air (ppm)

The carbon dioxide mass balance method is governed by the principle of indirect animal calorimetry (Brouwer, 1965). Equation 6 shows the relationship between the parameters involved for estimating CO<sub>2</sub> production rate:

$$PRCO_2 = \frac{THP}{\frac{16.18}{RQ} + 5.02} + CO_{2manure} \quad (6)$$

Where,

THP = total heat production rate by laying hens (W hen<sup>-1</sup>)

RQ = respiratory quotient of laying hens

CO<sub>2manure</sub> = CO<sub>2</sub> production rate of manure on the belts (ml CO<sub>2</sub> s<sup>-1</sup>)

Respiratory quotient was assumed as 0.92 (Chepete & Xin, 2004). It was assumed that manure contribution accounted for 1% to overall CO<sub>2</sub> accumulation (M. D. Hayes, Xin, Li, Shepherd, & Zhao, 2013) Thermoneutral (20°C) THP value for laying hens in cage system was reported by CIGR (2002) as:

$$THP = 6.28m^{0.75} + 25\gamma_2 \quad (7)$$

Where,

$m$ = hen body mass (kg)

$\gamma_2$ = egg production (kg day<sup>-1</sup>)

Egg production and hen population were daily registered at the farm. Egg production varied from 57.4 to 68.1 g d<sup>-1</sup> and hen population varied from 38,963 to 36,559 hens from week 1 to week 59 of the study period. Animal body mass was allocated according to Lohmann-Brown guide (Lohmann Tierzucht, 2016). It was assumed that the weight varied from 1.6 to 2.2 kg from week 1 to week 59 of the study period. The sinusoidal camel model was considered for diurnal variation in laying hen activity (Wachenfelt, Pedersen, & Gustafsson, 2001).

Carbon dioxide concentrations were continuously measured from July 2015 to August 2016 using an INNOVA 1412 Photoacoustic gas analyzer (detection limit = 1.5 ppm CO<sub>2</sub>) coupled with an INNOVA 1309 multisampler (Lumasense, Denmark). Photoacoustic gas analyzer was calibrated before the experimental period. Data quality was checked throughout the experimental period. A standard gas containing a certified concentration of 5,000 ppm CO<sub>2</sub> was used to verify the response of the analyzer over a set of automatically diluted reference concentrations. Five sample points were established at the farm, two in the air inlet and three in the exhaust fans. Data were integrated every 2 hours in order to guarantee an accurate CO<sub>2</sub> balance method ( Li et al., 2005). Bi-hourly data were used to calculate daily and monthly basis VR.

### 3.2.6 Statistical Analysis

IBM SPSS Statistics 25.0 package software and XLSTAT software were used in the statistical analysis. Ventilation rates data from HWA, LT and CO<sub>2</sub> balance methods were standardized according to hen's population. Data was also separated by seasons: warm season (from May to October) and cold season (from November to April). Correlation analyses between the methods were performed using Pearson's correlation test. Differences were statistically significant at  $P < 0.05$ . Moreover, Passing-Bablok regression analysis was conducted to probe the equivalence between methods.

The uncertainty of VR was estimated using RiskAMP Monte Carlo Simulation Engine for Microsoft Excel<sup>®</sup>. Ventilation rates used in the calculation arose from HWA methodology. Variables included are shown in Table 3.1. It was assumed that there was not any correlation between the variables according to the propagation uncertainty theory (JCGM, 2008). The uncertainty sources were related to the inaccuracy determining either  $P_s$  or the airflow rate estimates ( $Q_{ftHWA}$ ). The contribution of the measurement errors derived from each instrument was calculated by using a truncated first-order Taylor series approximation to VR (Taylor & Kuyatt, 1994). The uncertainty of the VR is expressed as,

$$\Delta VR = \sqrt{\sum_{f=1}^n (\Delta Q_{ftHWA})^2} \quad (8)$$

Where,

$\Delta VR$  = uncertainty of the ventilation rate ( $m^3 s^{-1}$ ).

$\Delta Q_{ftHWA}$  = uncertainty of fan f airflow rate at time t based on HWA method ( $m^3 s^{-1}$ ).

**Table 3.1:** Variables included in the uncertainty analysis through HWA method.

Parameter	Source	Reason	Quantification
$\frac{\phi Q_{ftHWA}}{\phi P_s} \Delta P_s$	Differential pressure transducer	Precision	$\pm 0.02$ Pa
	Data registration in HOBO DataLogger	Precision	$\pm 0.12$ Pa $\pm 2.5\%$ of value
$\Delta Q_{ftHWA95\%}$		Variability	Standard error of mean values
	Air velocity of anemometer	Precision	$\pm 0.03$ ( $m s^{-1}$ ) $\pm 5\%$ of value
		Precision of equal-area measuring method	$\pm 4\%$ of value
	Fan curves	Model coefficients	Standard error of curve coefficients

As mentioned,  $Q_{ftHWA}$  was estimated by calibrating all the fans at different  $P_s$  at the building. Uncertainty of fan  $f$  airflow rate at time  $t$  estimated arose from the 3<sup>rd</sup> degree polynomial functions used to describe airflow rate for each fan as a function of building  $P_s$ . It was assumed a 95% of confidence interval and 3<sup>rd</sup> degree functions were approximated to linear functions. Accordingly, the uncertainty can be expressed as a function of  $\Delta P_s$  and  $\Delta Q_{ftHWA95\%}$  (Hoff et al., 2009),

$$\Delta Q_{ftHWA} = \sqrt{\left(\frac{\varphi Q_{ftHWA}}{\varphi P_s} \Delta P_s\right)^2 + \Delta Q_{ftHWA95\%}^2} \quad (9)$$

Where,

$\frac{\varphi Q_{ft}}{\varphi P_s} \Delta P_s$  = uncertainty of differential pressure measurement ( $m^3 s^{-1}$ ).

$\Delta Q_{ftHWA95\%}$  = uncertainty of fan  $f$  airflow rate at time  $t$  estimated with a 95% confidence interval ( $m^3 s^{-1}$ ).

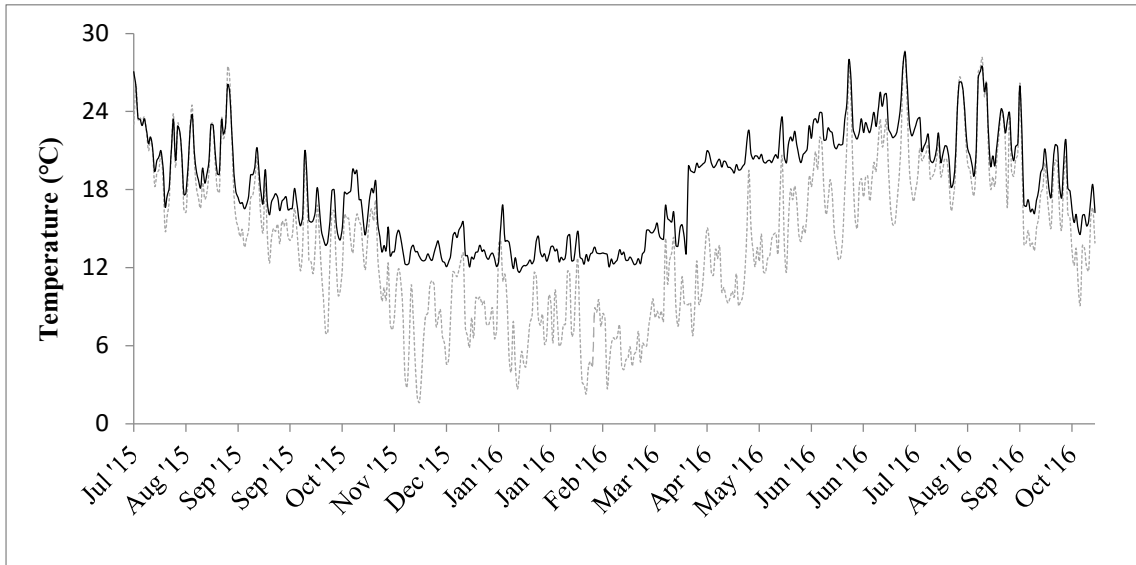
The variables described in Table 3.1 were fitted in equation 9 according to their probability density functions. Uncertainty of each ventilation stage was calculated as a sum of individual uncertainty of each fan according to methodology described in Hoff et al. (2009).

### 3.3 Results and Discussion

#### 3.3.1 Environmental Conditions

Atmospheric conditions during the experimental period represented well the continental Mediterranean climate conditions. Daily mean atmospheric temperature was 13.4 °C throughout the monitoring period and ranged from 1.7 °C in winter to 28.7 °C in summer conditions (Figure 3.2). Rainfalls accumulated 869 mm during the 16 months of the trial (Basque service of Meteorology, 2016). Daily mean temperature was 20.2 °C inside the facility and ranged from 15.3 °C to 26.6 °C (Figure 3.2).



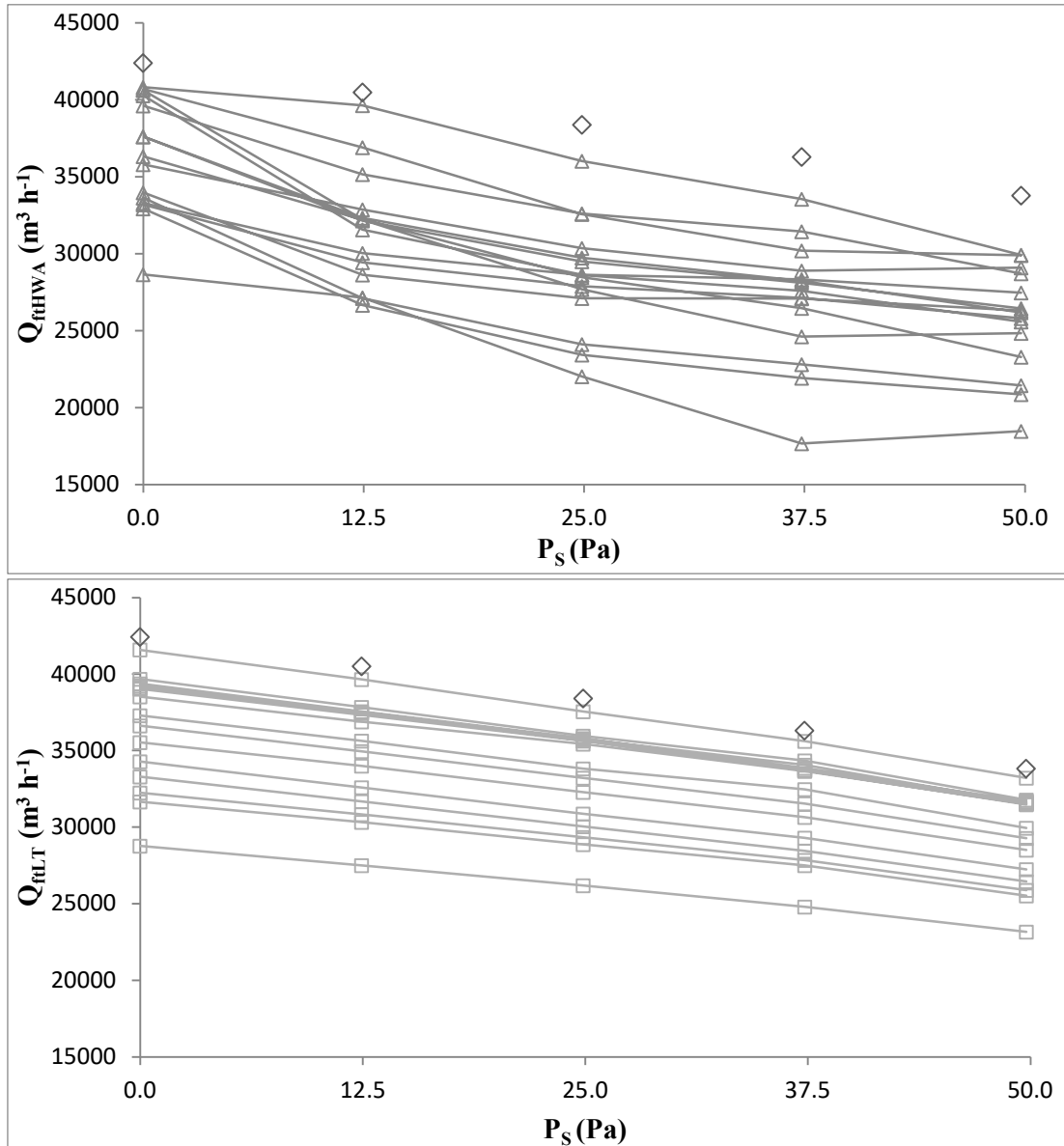


**Figure 3.2:** Evolution of indoor (—) and outdoor (- - -) daily means temperatures in hourly basis.

Temperature sensors distributed inside the building allowed identifying air circulation pathways (Figure 3.1). The low temperatures recorded in winter ( $<17.0^{\circ}\text{C}$ ) were related to an excess of ventilation used to dry the manure accumulated in the MDT. Nonetheless, the temperature was not beyond the threshold of minimum temperature stress for Lohmann-Brown hens (Lohmann Tierzucht, 2016).

### 3.3.2 Fan Calibrations

Figure 3.3 shows the performance curves of the 15 fans calibrated by HWA and LT methods. Both methodologies showed significant differences either among the fans and with respect to the theoretical curve of the fans. With regard to the theoretical airflow rates measured by BESS lab, fan airflows dropped from 6 to 35% in HWA method and from 2 to 30% in LT method (Figure 3.3).



**Figure 3.3:** Fan performance curves of all 15 fans in the monitored building by HWA ( $\Delta$ ) and LT methods ( $\square$ ) and Bess Lab certified fan test curve ( $\diamond$ ).

Comparing to previous studies in poultry buildings, the differences between the calibrations and those tested by the manufacturer were greater than those found by Calvet et al. (2010), who reported differences between 8-14%. However, a similar reduction (up to 24%) was reported by Casey et al. (2008), who attributed it to dust accumulation and the run time of the fans. The good maintenance of belt tension, and the replacement of worn belt or damaged shutters have been also considered key factors to avoid airflow reduction (Casey et al., 2008; M Czarick & Lacy, 1995; Donald & Campbell, 2004; Janni et al., 2005).

Regarding the HWA method, mean airflow rate  $\pm$  SD of the 15 fans decreased from  $36,334 \pm 3,526 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$  at 0 Pa to  $25,615 \pm 3,273 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$  at 50 Pa. Fans with the highest and the lowest airflow rates at 0 Pa ranged from 40,832 to 28,639  $\text{m}^3 \text{ h}^{-1}$ , respectively. The decrease of the airflow rate in relation to the building differential pressure was not constant among the fans (Figure 3.3). This trend suggested that some factors were disrupting the airflow rate. Factors related to the fan mechanism (e.g. motors, bearings, blades, pulleys, rusted or dirty elements, voltage drops, ageing, etc.) that affect directly to the correct functioning of the fan or the factors related to ventilation system (e.g. shutters, extra resistance due to position of fans and air inlets, etc.) that affect the airflow but not the functioning of the fan, could be affecting in a different way the performance curve of each fan.

Regarding the LT method, estimated airflow mean values  $\pm$  SD of the 15 fans varied from  $36,414 \pm 3,527 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$  at 0 Pa to  $29,257 \pm 2,876 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$  at 50 Pa. According to equation 4, performance curves were directly proportional to the FRS supplied by Bess Lab test (Figure 3.3). Fans with the highest and the lowest airflow rates at 0 Pa ranged from 41,580 to 28,744  $\text{m}^3 \text{ h}^{-1}$ . Performance curves airflow values were on average 9.9% higher for LT method than in HWA method. The differences were greater (14.3%) when all 15 fans were running than when only 2 (ventilation stage 1) were running (9.1%). This difference would suggest that LT method captured fan mechanism factors (malfunction of bearing and motors, fan blades, fan belts, pulleys, rusted elements or voltage drops) which would reduce fan extraction capacity. However, LT method was less sensitive with the ventilation system factors such as shutters or extra resistance downstream. HWA method would be affected either by fan mechanism factors or by ventilation system factors. Thus, the HWA method would reflect an overpressure downstream due to the annexed MDT and fan shutters (Figure 3.1).

Concerning the differences in airflow rates over time, differences below 1% were found after the 4 HWA measuring events in 5 fans (degradation rate: 0.75% per year). Building differential pressure was similar between the events. These differences were not considered enough to conclude the existence of fan degradation in fan performances during the experimental period. The uncertainty of the measuring method was greater than the differences found. Similarly, our results

showed that FRS difference was 0.5-1% before and after sampling period. Bottcher et al., (1996) had previously reported that FRS may decrease up to 10% after 5 years of functioning (2% per year) for 25-30 years old fan model. Our degradation factor would be lower than reported by Bottcher et al., (1996) since our fans are newer (average: 10 years old). More time would be necessary to observe a degradation trend and, hence, ageing factor was considered negligible for VR calculation during the study.

Air velocity analysis. Air velocity measured by HWA showed a heterogeneous distribution across 25 points of the calibration duct. Table 3.2 shows the mean air velocities at 0, 12, 25, 37 and 50Pa of building differential pressure and the variability between central point and borders. A decrease of 28-30% in air velocity was observed between the central sampling point and the edges and it remained constant with the increasing building differential pressure.

**Table 3.2:** Mean velocity across the 25 measuring points of the fan face ( $m s^{-1}$ ) and mean differences (%) between the measuring central point and the 17 border points at different building differential pressures.

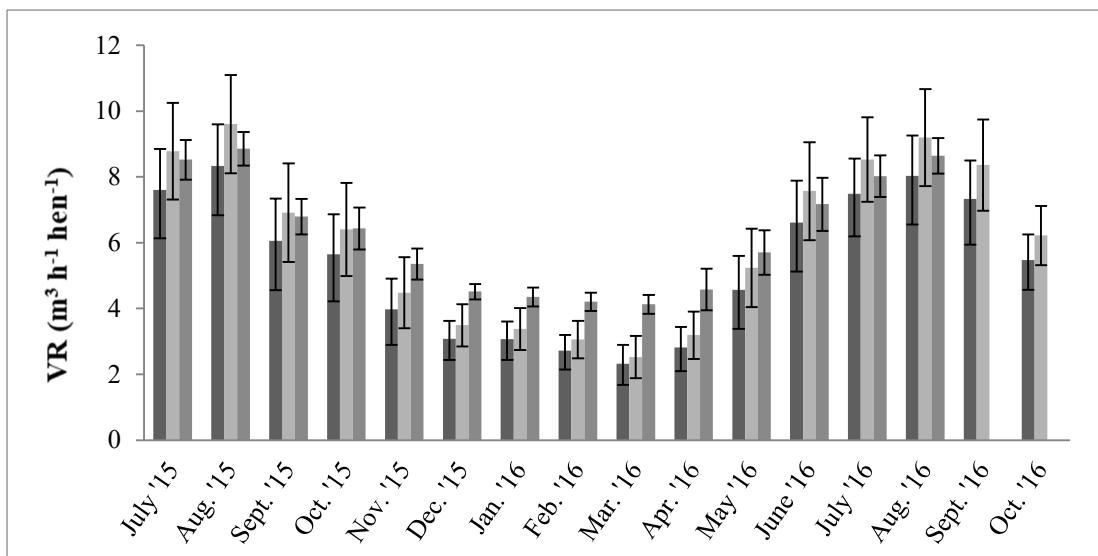
Building differential pressure (Pa)	Mean velocity ( $m s^{-1}$ )	Differences between central point and border area (%)
0	6.16	29.8
12.4	5.35	30.9
24.8	4.84	28.7
37.3	4.56	30.0
49.7	4.34	27.8

Mean air speed for each fan was expected to decrease with increased building differential pressure following the Bess Lab performance curve. Fans that blew air to the exterior followed the curve. However, different effect was observed in the fans that blew air into the MDT. In these last ones, while mean speed decreased on average 19.1% between 0 and 37 Pa, it increased 5% from 37 to 50 Pa. In our conditions, building differential pressure around 37 Pa was reached at stage 9 of ventilation, in which all the fans were running. These results suggested that the overpressure zone created in the MDT room installed outdoors caused a reduction in the air velocity greater when all fans were running. In this sense, Ni et al. (2017) detected air backflow in a pig farm when fans worked under high differential pressures or at low voltages. Although backflows were not measured in our facility,

similar effect to observed by Ni et al. (2017) was detected at ventilation stage 8 (40 Pa) when 2 fans were off and backflow were perceived.

### 3.3.3 Ventilation rates calculation

Mean VR  $\pm$  SD was  $5.3 \pm 2.9 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ hen}^{-1}$  for HWA method, which ranged from 1.1 to  $11.6 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ hen}^{-1}$ . As expected, VR were higher during the warm season due to the higher atmospheric temperatures. Monthly mean VR ranged from a minimum  $2.3 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ hen}^{-1}$  in March 2016 to a maximum  $8.3 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ hen}^{-1}$  in August 2015 (Figure 3.4). Standard deviations of VR values were significantly higher in warm season (42%) than in cold season (34%). This result was attributed to the major variability (day/night) of atmospheric temperature in the warm season.



**Figure 3.4:** Monthly mean ventilation rates for HWA method (left), LT method (middle) and CO<sub>2</sub> balance method (right) and its standard deviations.

Regarding LT method, mean VR ranged from 1.1 to  $13.1 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ hen}^{-1}$  (mean  $\pm$  SD value,  $5.9 \pm 3.3 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ hen}^{-1}$ ). Minimum monthly mean VR was  $2.5 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ hen}^{-1}$  in March 2016 whereas maximum VR was  $9.6 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ hen}^{-1}$  in August 2015. Ventilations rates estimated by both methods followed a similar trend throughout the year despite slight differences being observed between warm (10.2%) and cold seasons (6.5%). As explained above, the LT method was less sensitive at 30 Pa when overpressure in the MDT room was greater. As this differential pressure was

recorded during the warm season, the differences between both methods were emphasized under these conditions.

Ventilation rates recorded in this facility showed differences in relation to previously reported data for laying hen farms. Chai et al. (2012) reported VR from 0.6 to 5.0 m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup> hen<sup>-1</sup> and Li et al. (2005) from 0.4 to 5.3 m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup> hen<sup>-1</sup> assessing VR with fan propeller anemometers in manure belt houses with continental climate. Alberdi et al. (2016) reported VR from 0.9 to 13.3 m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup> hen<sup>-1</sup> using HWA method in a manure belt house located in the north of Spain with an oceanic climate. However, in warmer climate conditions, Fabbri et al. (2007) reported higher rates from 3.0 to 17.0 m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup> hen<sup>-1</sup> in a manure belt house located in the north of Italy monitoring VR by measuring the rotational speed and correlating these values with anemometric measurements. These differences and similarities evidenced the dominant role of atmospheric temperature in VR. Building and ventilation system design could also explain these differences since inlets and fans position determine inside air circulation and the VR requirements (Bustamante, 2015). However, no information was found for our ventilation system in laying hen houses to compare with.

The mean uncertainty of the study period was 8.5% of VR in hourly basis calculated according to HWA method. This uncertainty is specific for our ventilation system and building design. Calvet et al. (2010) reported a 10% of uncertainty for the same calibration method and different ventilation system design with fan activity sampling as the main source of uncertainty. As fan duty cycle was recorded every second in our study, it was not considered as an uncertainty source. Therefore, the coefficients of the transformed fan performance linear functions and the air velocity equal-area measuring method were identified as the main source of uncertainty. The uncertainty value ranged among the 9 ventilation stages from 2.3% to 12.8% but a pattern was not found between increasing stages and the uncertainty (Table 3.3).

**Table 3.3:** Regular building differential pressure (Pa), regular temperature (°C), ventilation rate (m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup>) and uncertainty (% of VR) at each ventilation stage of the building

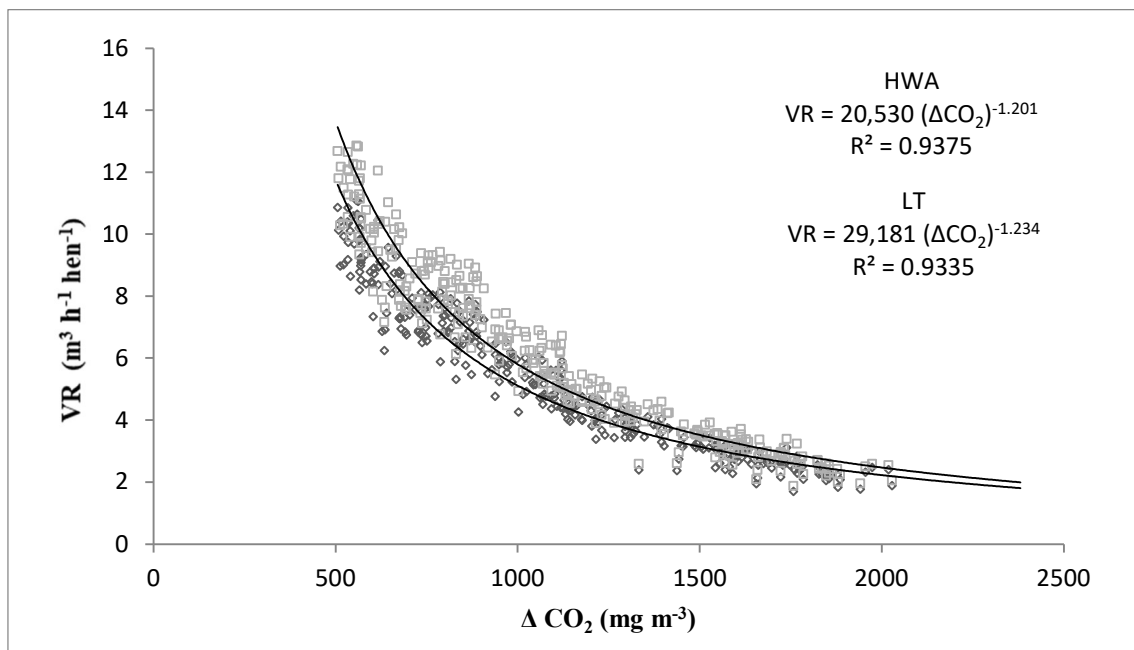
Ventilation stage	Regular Ps (Pa)	Regular T <sup>a</sup> (°C)	VR (m <sup>3</sup> h <sup>-1</sup> )	Uncertainty (±% VR)
<b>1</b>	7.1	15.1	72,751.9	2.3
<b>2</b>	12.8	16.8	97,004.1	4.1
<b>3</b>	39.7	18.2	172,313.6	12.7
<b>4</b>	40.0	19.3	197,602.6	12.8
<b>5</b>	22.6	20.2	233,944.5	7.2
<b>6</b>	19.1	20.4	266,893.9	6.1
<b>7</b>	31.4	21.7	338,683.5	10.1
<b>8</b>	32.9	23.8	360,649.9	10.5
<b>9</b>	35.7	26.2	413,139.0	11.4
<b>Mean</b>	26.8	20.2	239,220.3	8.5

When uncertainty was calculated by seasons, higher values were found in warm season (9.6%) than in cold season (5.4%). This was explained by the higher uncertainty of those stages (3, 4 and 9) that were mainly active during warm conditions as showed in Table 3.3. This was an inherently building and fan specific uncertainty that could change in other facilities. The use of manufacturer curves to estimate VR have some errors due to the lack of calibration in farm conditions and an associated uncertainty of 20% (Casey et al., 2008). Concerning the VR uncertainty arising from LT method, it can be assumed that the uncertainty value would be under the uncertainty of using manufacturer curve value because a field calibration was carried out. However, a reliable value could not be reported as LT method curves were based on manufacturer curves and air speed was not directly measured. In any case, LT method uncertainty would be greater than HWA method uncertainty as HWA method measured directly airflow rates and reflected more precisely the VR.

### 3.3.4 Estimated ventilation rate by CO<sub>2</sub> balance

Carbon dioxide concentration outdoors was on average  $515 \pm 108$  ppm. It was significantly higher than the atmospheric mean CO<sub>2</sub> concentration (403 ppm) reported by World Meteorological Organization (2017). This fact was attributed to the recirculation of the exhaust air and the air from the surrounding buildings. Carbon dioxide concentration of the exhaust air was on average  $1,140 \pm 284$  ppm. These results showed that CO<sub>2</sub> concentration difference between indoors and outdoors was higher than 200 ppm, which is the threshold for the correct application

CO<sub>2</sub> balance method (Van Ouwerkerk & Pedersen, 1994). Similar mean values, 1,102 ppm, were also reported by Alberdi et al. (2016). Higher values of 2,214 and 1,518 ppm were reported by Zhao et al. (2015) and Dekker et al. (2011), respectively. Differences were probably due to the farm management and different amount of VR, which is a key factor in the CO<sub>2</sub> accumulation inside the buildings. The difference between inlet and outlet air CO<sub>2</sub> concentrations ranged from 220 ppm in warm season to 1,781 ppm in cold season. This seasonal pattern was related to the inverse relationship between CO<sub>2</sub> concentration and VR (Figure 3.5). This pattern was also observed by Xin et al. (2009) in a broiler facility.



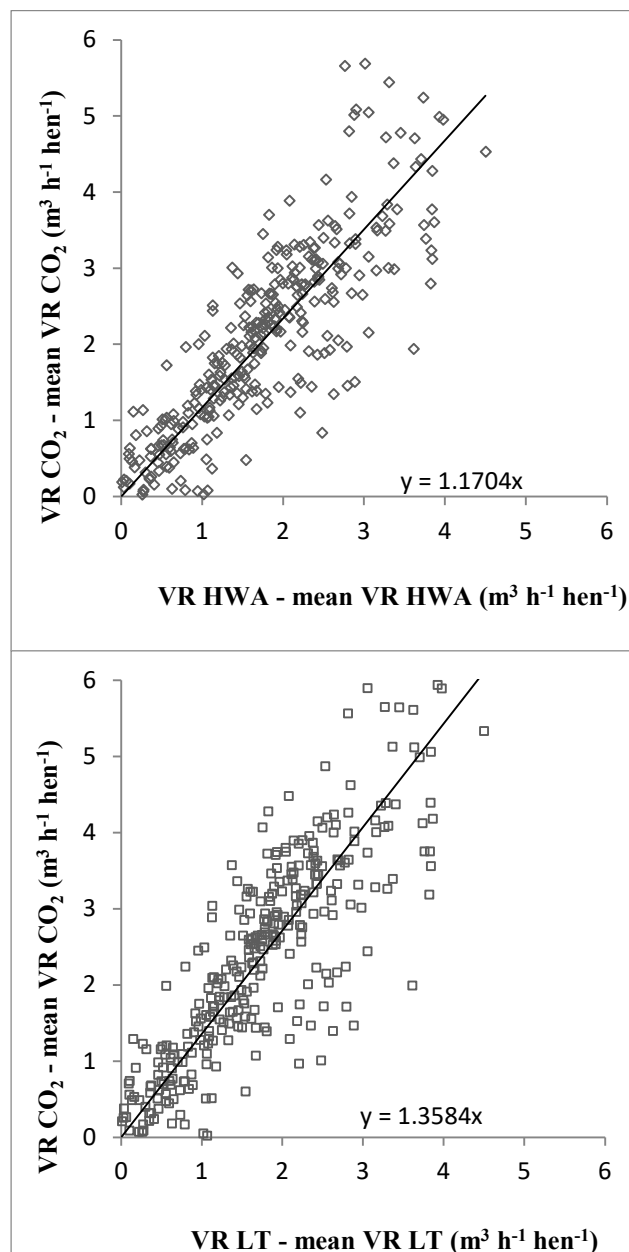
**Figure 3.5:** Relation of directly measured VR through HWA ( $\diamond$ ) and LT ( $\square$ ) methods and CO<sub>2</sub> concentration differences between outlet and inlet, on a daily integration basis.

Mean VR  $\pm$  SD using CO<sub>2</sub> balance was  $6.3 \pm 2.1 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ hen}^{-1}$ . It ranged from 2.8 to  $10.7 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ hen}^{-1}$ . Comparing to HWA and LT methods, correlation analysis showed that there was a strong correlation between CO<sub>2</sub> balance method and HWA method ( $R=0.86$ ) and CO<sub>2</sub> balance method and LT method ( $R=0.85$ ).

However, according to Passing-Bablok regression analysis method, they were not equivalent between them (Figure 3.6). Ventilation rates of HWA and LT methods versus CO<sub>2</sub> balance were plotted in figure 3.6. It reflected that the residual error of comparing HWA method and CO<sub>2</sub> balance was 1.2 and LT method and CO<sub>2</sub> balance was 1.4. In general terms, CO<sub>2</sub> balance VR in daily basis was less sensitive in the warmest ( $>25 \text{ }^\circ\text{C}$ ) and the coldest ( $<17 \text{ }^\circ\text{C}$ ) conditions comparing to direct



methods. It estimated lower VR values in warm season comparing to LT method (-5%) but higher values to HWA method (+1%). On the contrary, it estimated higher values in cold season comparing to HWA method (+23%) and LT method (+17%) as shown in Figure 3.4. Li et al. (2005) pointed out that the differences between direct method and CO<sub>2</sub> balance presumably resulted from the changes in environmental conditions and, hence, activity level of the hens, which would have led to deviation of THP values. The use of upgraded THP values would be the principal source of deviation regarding the direct methods.



**Figure 3.6:** Passing Bablok regression between VR of direct methods HWA ( $\diamond$ ), LT ( $\square$ ) and VR determined by CO<sub>2</sub> balance, on a daily integration basis.

### 3.4 Main results

The main results of this research carried out in a manure belt laying hen facility under Mediterranean climate conditions were:

- 1- Mean VR estimated by HWA method was  $5.3 \pm 2.9 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ hen}^{-1}$ . This value was in agreement with previously reported data for mechanically ventilated laying hen facilities with the same manure belt management system in spite of the ventilation system design.
- 2- Uncertainty of VR was, on average, 8.5% of VR value. It varied among the 9 ventilation stages from 2.3% to 12.8%, although a pattern was not found between increasing stages and the uncertainty. However, uncertainty was higher in warm season (9.6%) than in cold season (5.4%). This was explained by the higher uncertainty of those stages that were mainly active during warm conditions.
- 3- Mean VR estimated by LT method was  $5.9 \pm 3.3 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ hen}^{-1}$ . This method was less sensitive to ventilation system factors affecting the VR with respect HWA method. This lack of sensitiveness was responsible for the higher VR values in warm season (10.2%) than in cold season (6.5%).
- 4- Mean VR estimated by CO<sub>2</sub> balance method was  $6.3 \pm 2.1 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ hen}^{-1}$ . Correlation analysis showed a strong correlation between CO<sub>2</sub> balance method and both direct methods (R=0.85 and 0.86 for HWA and LT, respectively). However, the residual error of the comparison reflected a systematic bias between methods.



## Capítulo 4:

Ammonia emission from a manure belt laying hen facility equipped with an external manure drying tunnel



## Abstract

Ammonia (NH<sub>3</sub>) is the main pollutant associated to laying hen facilities. Best Available Techniques such as manure drying tunnels have been implemented to minimise NH<sub>3</sub> losses. However, scarce information is available about their performance as a cleaner technology. Ammonia emission from a manure-belt laying hen building and the annexed external manure drying tunnel were measured from July 2015 to October 2016 under Continental Mediterranean climate conditions. Ammonia emission from the building and manure drying tunnel were continuously measured by a photoacoustic multi gas analyser. Temperature and relative humidity were monitored. The uncertainty of NH<sub>3</sub> emission calculation was examined. Nitrogen mass balance was also used to estimate NH<sub>3</sub> losses from the building. Results showed that the annual mean NH<sub>3</sub> emission from the building was 93.8 mg NH<sub>3</sub> d<sup>-1</sup> hen<sup>-1</sup>. Mean NH<sub>3</sub> emission uncertainty in the building was 9.7% throughout the sampling period. Ventilation rate was identified as the main factor affecting uncertainty due to the variability of fans operation. Concerning the manure drying tunnel, mean NH<sub>3</sub> emission was 209.3 mg NH<sub>3</sub> d<sup>-1</sup> hen<sup>-1</sup>. Ammonia losses were affected by the atmospheric temperature and relative humidity, and manure dry matter content in both systems. Manure NH<sub>3</sub> emission should be researched in following steps of the manure continuum to state the manure drying tunnel as a cleaner production technology. Ammonia emission estimation by nitrogen mass balance method was 98.4 mg NH<sub>3</sub> d<sup>-1</sup> hen<sup>-1</sup>. It was demonstrated to be a good indicator of the NH<sub>3</sub> emission over the year although it did not reflect the variations between shorter time periods.

## 4. Ammonia emission from a manure belt laying hen facility equipped with an external manure drying tunnel

### 4.1 Introduction

The intensification of livestock production has contributed to ensure food provision at the expense of increasing the environmental pressure throughout the last decades (FAO, 2009). The global food production will have to be satisfied under a growing population scenario, respecting environmental and socioeconomic sustainability criteria (FAO, 2017). Within this paradigm, laying hen sector is expected to increase globally more than 50% in the following 20 years (Rabobank, 2017). Spain is the fourth country in the European Union (EU) in laying hen population (48 million hens), where 82% of the hens are reared under enriched cage (EC) system (MAPAMA, 2019).

Ammonia ( $\text{NH}_3$ ) is the main pollutant gas associated to laying hen sector, accounting for  $1.1 \cdot 10^5 \text{ t NH}_3 \text{ yr}^{-1}$  in EU (EMEP, 2019). According to EMEP dataset, Spain was ranked in the fourth position in terms of  $\text{NH}_3$  emission from egg production sector ( $1.2 \cdot 10^4 \text{ t NH}_3 \text{ yr}^{-1}$ ). Ammonia emissions from egg production has been widely studied for different types of buildings and manure management systems (high-rise, cage and floor systems) either in northern Europe or in North America (Fournel et al., 2012; Ni et al., 2017; Wang et al., 2014). Ammonia values reported to the Spanish national inventories showed a high uncertainty (MAPAMA, 2018). The low data quality would be partially associated with the few studies carried out in laying hen facilities located under Mediterranean climate conditions.

Ammonia emission from laying hen facilities depends on many factors such as manure management, ventilation rate (VR) or building design (Xin et al., 2011). Continuous monitoring of VR and  $\text{NH}_3$  concentrations with a gas analyser is the most robust and reliable method to calculate  $\text{NH}_3$  emission (Shepherd et al., 2015). It can be a time consuming method and inapplicable for farmers due to the facility

characteristics and the required costly infrastructure (S. Wang et al., 2014). Applying N mass balance ( $N_{\text{bal}}$ ) has been demonstrated to be an acceptable method in manure belt housing system farms (Liang et al., 2005).

EU state members are obliged to adopt different regulation frames to reduce  $\text{NH}_3$  losses. Directive 2016/2284/EU on national emission ceilings has to be complied by the state members to minimise progressively  $\text{NH}_3$  losses at European level by 19% (2005 baseline year) until 2030 (EU, 2016). Spain should minimise  $\text{NH}_3$  losses by 16% for the same period. Directive 2010/75/EU, which aimed to prevent and control the industrial emissions into air, water and soil, has to be necessarily applied in laying hen facilities with more than 40,000 heads (EU, 2010). These facilities have to set-up Best Available Techniques at farm level to minimise pollution derived from their activities.

Among the different techniques suggested for laying hen facilities, air-forced manure drying tunnel (MDT) seems to be an effective technology to control  $\text{NH}_3$  emission (Santonja et al., 2017). The theoretical basis of MDT as a strategy to mitigate  $\text{NH}_3$  volatilisation is assumed to be the decrease of uric acid hydrolysis rate when moisture content of hen manure is sharply reduced (Groot-Koerkamp, 1994). The 2017/302/EU report cited that up to 65% of  $\text{NH}_3$  emission may be reduced by MDT into the whole manure management cycle (housing, storage, landspreading).

The installation of MDTs is attractive for farmers owing to the reduction of manure mass to be transported out of farm. The resulting product is more suitable to be used as fertilizer and it can create economic benefit for farmers (Winkel et al., 2017). Nevertheless, scarce data has been worldwide reported about  $\text{NH}_3$  performance in MDT throughout a year. Ammonia emission during the drying process needs to be assessed under Mediterranean climate conditions to ensure the reliability of this technology to move towards more sustainable production.

The aims of the study were:

- 1) Quantify the  $\text{NH}_3$  emission rate and the corresponding uncertainty of an EC laying hen building with manure belt system.
- 2) Quantify the  $\text{NH}_3$  emission rate of a MDT.

3) Evaluate the accuracy of  $N_{\text{bal}}$  method to estimate  $\text{NH}_3$  emission rate in the building.

## **4.2 Material and methods**

### **4.2.1 Laying hen facility**

The study was carried out at a commercial EC laying hen facility from July 2015 to October 2016. The facility was located in Egino (The Basque Country, Spain) and housed approximately 115,000 Lohmann-Brown hens divided in three buildings. The building of study housed around 38,000 hens, which were arranged in 4 rows of 8 tier cages. The building was 80 m length, 13 m width and 6.3 m high, and was equipped with an outdoor MDT. The building was mechanically ventilated by 15 propeller exhaust fans installed in the north sidewall of the building. More details about the ventilation system were described by Rosa et al. (2019).

The daily lighting programme was 17 h of light and 7 h of darkness. Hen feeding consisted on 3 phases differing in crude protein (CP) requirements (Table 4.1). Hen weight at different ages was taken from the Lohmann Brown management guide (Lohmann, 2016). Maximum laying rate was 94%, which was reached at week 23. This rate decreased until 86% at week 64. Feed conversion rate averaged 2.1 throughout the study in accordance with the Lohmann Brown hen guide.

### **4.2.2 Climate conditions**

Continuously registered climate data (atmospheric temperature ( $T_{\text{atm}}$ ), atmospheric relative humidity ( $\text{RH}_{\text{atm}}$ ), rainfalls) were recorded from a nearby meteorological station of the Basque Meteorology Agency (Euskalmet). Climate conditions during the experimental period were typical of the Continental Mediterranean climate (Euskalmet, 2019). Mean monthly  $T_{\text{atm}}$  ranged from 5.2 °C to 20.4 °C, and the accumulated precipitation was 752 mm yr<sup>-1</sup>.

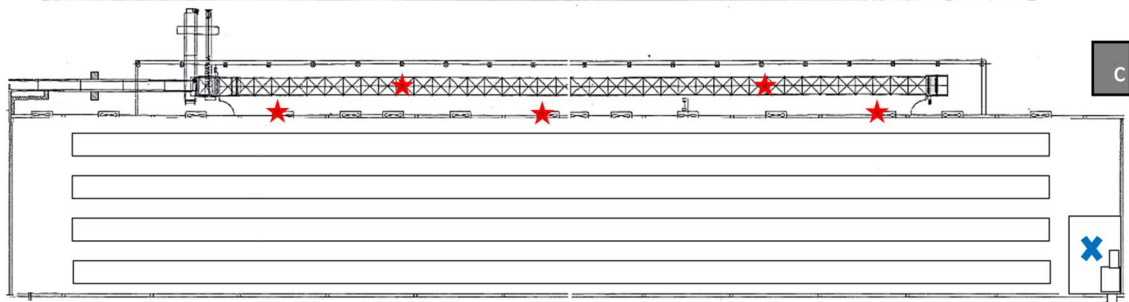
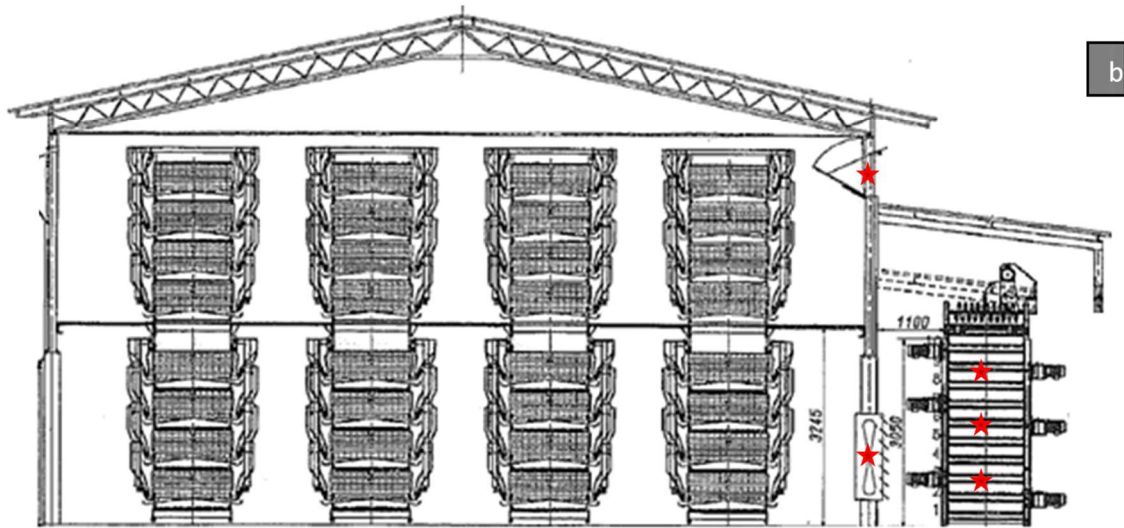
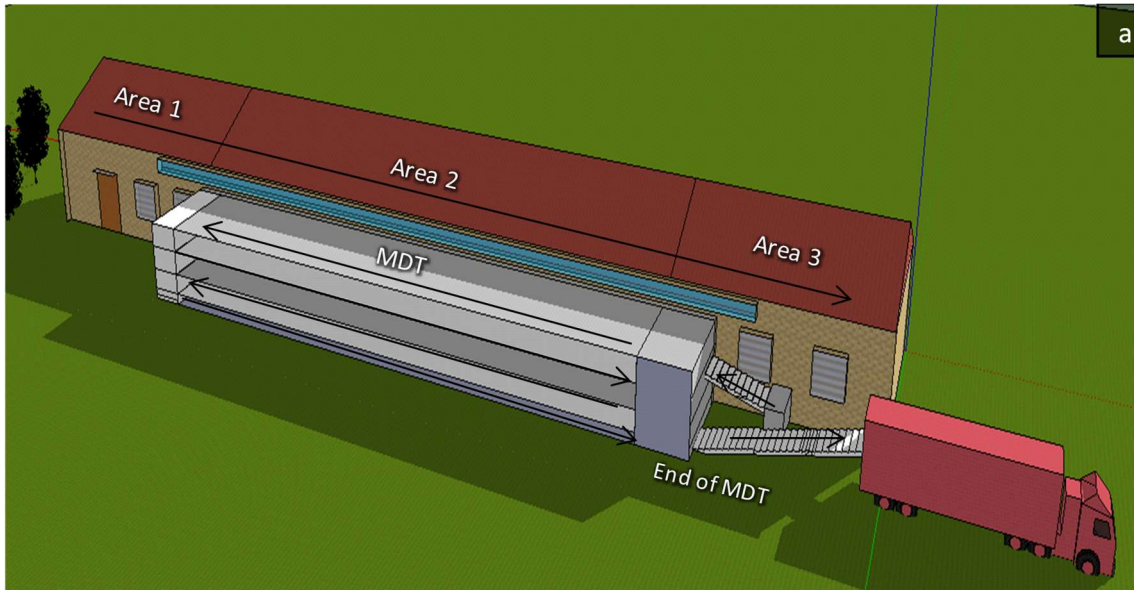
Three temperature and RH data loggers (Onset, HOBO U12-013, USA, precision  $\pm 0.35$  °C and  $\pm 2.5\%$ ) were also distributed within the facility-MDT system. Two data loggers were placed inside the facility to record indoor temperature ( $T_{\text{in}}$ ) and indoor RH ( $\text{RH}_{\text{in}}$ ). The third recorder was located outdoors in the MDT



system to record outdoor temperature ( $T_{out}$ ) and outdoor RH ( $RH_{out}$ ). Two static pressure transducers (Veris, PX, USA, accuracy  $\pm 0.5$  Pa) were installed in the north sidewall of the building, which were used for VR calculations (Rosa et al., 2019).

#### **4.2.3 Manure management and manure drying tunnel system**

Manure was collected on the belts located under the cages. Manure was daily removed from the building by moving 1/3 of the belt length. Manure removed from the facility was afterwards deposited on the MDT (model Pollo Poultry Manure Dryer, Dorset GM, The Netherlands), which was installed in parallel to the building (Figure 4.1a). The tunnel was 51.0 m long, 1.2 m wide and 3.4 m high, and consisted of 10 polyethylene/polypropylene belts. In accordance with the technical requirements of the MDT, the number of hens per drying surface was approximately 400 hen m<sup>-2</sup>. Manure was dried by 10 out of the 15 exhaust fans installed at the building. Fans created an over pressure zone in the MDT, which forced the exhaust air to pass through the perforated belts. This air was responsible for drying the manure layer extended on the belts. The drying process, which lasted 3 d, began at the top-layer. The manure dropped down to the bottom layer, and was deposited into a nearby container (Figure 4.1a). Manure stored in the container was weekly exported from the farm.



**Figure 4.2:** Layout of the building divided into 3 areas and the MDT. Arrows indicate manure movement. Stars indicate the sampling points. The cross indicates the room where the analysis equipment was installed.

#### 4.2.4 Ammonia concentration monitoring

Ammonia concentration was continuously measured over the period of study by using an INNOVA 1412 Photoacoustic multi gas analyser (PAMGA) coupled with a multisampler INNOVA 1309 (LumaSense Technologies, Denmark). The equipment, which was kept inside an air-conditioned rack, was placed in a separated room, to protect them from adverse conditions (Figure 4.1c). According to the technical specification of the PAMGA, the detection limits were 0.2 ppm NH<sub>3</sub>. The analyser was calibrated before the beginning of the trial by the official supplier. Two tests were also carried out during the experimental period to verify the response of PAMGA with standard gases containing certified concentration (NH<sub>3</sub> = 20 ppm).

Eleven sampling points were established throughout the laying hen building–MDT system. Five of them were distributed alongside the laying hen building while the rest six sampling points were located in the annexed MDT. Concerning the sampling points at the building, two of them were placed at the inlet air windows for assessing the incoming NH<sub>3</sub> concentrations (inlet points). The rest three sampling points were distributed close to the fans to monitor the NH<sub>3</sub> concentration of exhausted air (outlet points). As manure accumulation was not homogeneous in different zones of the facility (area 1, 2 and 3), sampling points were distributed throughout these zones. In the annexed MDT, sampling points were distributed as follows (Figure 4.1b and 1c): two in the upper tier (1<sup>st</sup> day drying process), two in the middle (2<sup>nd</sup> day drying process) and two at the bottom tier (3<sup>rd</sup> day drying process). Sampling points, which were located in the middle of the belts to avoid any external air effect, were placed 30 cm above the manure at MDT. Teflon tubing (6 mm external and 4 mm internal diameters) was used to carry the air from the sampling points to the PAMGA. An external pump assisted the multisampler to transport the air samples from the sampling points to the analyser. Each tube was equipped with PFT-Filters (nSpire Health Ltd., Hertford, UK) to prevent dust pollution. Each sampling point was measured three times as NH<sub>3</sub> concentrations reached steady state condition. The third value was selected for the statistical analysis. Each measuring cycle lasted an hour for the eleven sampling points.

#### 4.2.5 Ammonia emission calculation and uncertainty

Ammonia emission rates were split into (i) NH<sub>3</sub> losses derived from the building, and (ii) NH<sub>3</sub> losses associated to the MDT. Both NH<sub>3</sub> emission rates were calculated in daily basis according to Equation 1 (VERA, 2018):

$$ER_{NH_3} = VR \cdot ([NH_3]_{out} - [NH_3]_{inl}) \cdot K_{std} \quad (1)$$

$ER_{NH_3}$  = Ammonia emission rate (mg NH<sub>3</sub> d<sup>-1</sup> hen<sup>-1</sup>)

VR = Ventilation rate (m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup> hen<sup>-1</sup>)

[NH<sub>3</sub>]<sub>out</sub> = Outlet ammonia concentration (mg NH<sub>3</sub> m<sup>-3</sup>)

[NH<sub>3</sub>]<sub>inl</sub> = Inlet ammonia concentration (mg NH<sub>3</sub> m<sup>-3</sup>)

$K_{std}$  = Standardized dry air factor of temperature, pressure and volume of gas

Dry air standard conditions basis (25 °C, 1 atm) were applied to both  $ER_{NH_3}$  values. Daily data basis was obtained from hourly basis data. Ventilation rates from the laying hen facility were estimated by hot wire anemometer calibration method (Rosa et al., 2019). Ventilation rates at MDT were attributed to the blowing air coming from the 10 exhaust fans. Inlet NH<sub>3</sub> concentration at MDT was assumed to be the NH<sub>3</sub> concentration exhausted from the building.

The uncertainty associated to  $ER_{NH_3}$  at building scale was the sum of individual uncertainties of measured parameters. Individual uncertainties derived from VR, NH<sub>3</sub> concentrations recorded and environmental conditions. The uncertainty associated to NH<sub>3</sub> emission ( $\Delta ER_{NH_3}$ ) was calculated by using the following equation (Eq. 2) in concordance with Gates et al., (2009):

$$\Delta ER_{NH_3}^2 = \left( \frac{\partial ER_{NH_3}}{\partial VR} \Delta VR \right)^2 + \left( \frac{\partial ER_{NH_3}}{\partial [gas]_{out-inl}} \Delta [NH_3]_{out-inl} \right)^2 + \left( \frac{\partial ER_{NH_3}}{\partial T} \Delta T \right)^2 + \left( \frac{\partial ER_{NH_3}}{\partial P} \Delta P \right)^2 \quad (2)$$

The VR uncertainty was reported in Rosa et al. (2019). The magnitude of NH<sub>3</sub> concentrations and the environmental conditions have been identified as significant uncertainty sources (Mukhtar et al., 2002). According to the technical specifications of INNOVA 1412, the factors related to the uncertainty associated to NH<sub>3</sub> concentration measurements were: (i) ± 1% of NH<sub>3</sub> concentration value, (ii) ±

0.3% of temperature value (T), and (iii)  $\pm 0.01\%$  differential pressure value (P). The uncertainty associated to NH<sub>3</sub> concentration measurements may also arise from different sources depending of sampling positions and emission fluxes (Calvet et al., 2013). It was assumed that sampling positions represented well the NH<sub>3</sub> concentration pattern and its uncertainty was minimised. Mukhtar et al. (2002) reported that NH<sub>3</sub> concentration was reduced up to 1 ppm due to the absorption in Teflon tubing. This factor was not taken into account in the current study as an adequate stabilization period was applied (R. S. Gates et al., 2005). In relation to the uncertainty related to the environmental conditions, the uncertainty of temperature data loggers and pressure transducers were  $\pm 0.35$  °C and  $\pm 0.02$  Pa.

#### 4.2.6 Nitrogen mass balance method

Ammonia emission rate was also estimated by N<sub>bal</sub> method. This method is based on the equilibrium between N input and output sources within the system boundary. The difference between the inputs and outputs is attributed to NH<sub>3</sub> volatilisation in laying hen facilities (S. Wang et al., 2014). Feed N content was considered the unique N input source in this study. Feed N content was obtained from feed supplier analysis for CP (Table 4.1).

*Table 4.1: Chemical composition of the diets.*

Chemical composition	Phase 1	Phase 2	Phase 3
	Week 1-23	Week 24-43	Week 44-64
<b>Ash content (% DM)</b>	12.4	12.6	12.8
<b>Crude protein (% DM)</b>	17.5	16.5	15.8
<b>Crude fat (% DM)</b>	4.4	5.0	4.4
<b>Crude fibre (% DM)</b>	2.9	3.0	3.0
<b>Starch (% DM)</b>	37.4	37.8	39.4
<b>Energy as EMA (MJ Kg<sup>-1</sup>)</b>	11.5	11.6	11.5

Manure N content, egg N concentration and NH<sub>3</sub> emission were identified as output sources. Six sample points were established at the building-MDT system to

account for hen manure with different days of accumulation. Manure (2 kg) was collected fortnightly from each sample point to analyse pH, ammonium-N (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N), total N (N<sub>tot</sub>), organic matter (OM) and dry matter (DM). Egg N content was assumed to be 12.6% of egg DM (Yang, Lorimor, & Xin, 2000). Uric acid in manure was measured twice (before leaving the building) by reverse phase HPLC determination with UV detection (NRM laboratories, Winkfield, UK). Feed consumption, amount of manure removed, egg production and bird population were recorded daily by the farmers. Ammonia losses were calculated following equation 3.

$$NH_3 - N = \frac{N_{\text{feed}} \cdot m_1 - (N_{\text{manure}} \cdot m_2 + N_{\text{egg}} \cdot m_3)}{\text{hens}} \quad (3)$$

Where,

NH<sub>3</sub>-N = Nitrogen loss as NH<sub>3</sub> (mg d<sup>-1</sup> hen<sup>-1</sup>)

N<sub>feed</sub> = Nitrogen content in feed (% DM)

N<sub>manure</sub> = Nitrogen content in manure (% DM)

N<sub>egg</sub> = Nitrogen content in egg (% DM)

m<sub>1</sub> = mass of feed (kg d<sup>-1</sup>)

m<sub>2</sub> = mass of manure removed (kg d<sup>-1</sup>)

m<sub>3</sub> = mass of eggs produced (kg d<sup>-1</sup>)

hens = number of hens

#### 4.2.7 Statistical analysis

IBM SPSS Statistics 25 software was used for statistical analysis. Statistical significance differences of punctual variables associated to manure composition (DM, pH, OM, N<sub>tot</sub> and NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N) were analysed by one way ANOVA followed by Post hoc Duncan's test for multiple comparisons. Significant differences are expressed at p<0.05. Average values and standard deviations in each accumulation day and season were presented. Seasonal mean and standard deviation of VR, T<sub>atm</sub> and RH were also presented.

The dataset for NH<sub>3</sub> emission consisted of 9,720 h valid data of each point of measurement. Due to the large number of gas concentration and emission data collected during the experiment, an analysis of variance led to a high significance in the parameters considered, not being able to identify the effect of independent

variables on gas concentration and emission. Average values and standard deviations in each area and season were presented for NH<sub>3</sub> concentration and emission analysis. A boxplot graphic of daily average NH<sub>3</sub> concentration in areas 1, 2 and 3 defined inside the building was presented.

The relationships between continuous variables ( $T_{in}$ ,  $T_{out}$ ,  $RH_{in}$ ,  $RH_{out}$ ,  $VR$  and  $ER_{NH_3}$ ) were analysed by correlation analysis matrix. Direction of correlations was expressed.

The uncertainty of NH<sub>3</sub> emission rate from the laying hen facility was conducted using a numerical approach using RiskAMP Monte Carlo Simulation Engine for Microsoft Excel<sup>®</sup>. For each simulation, 10,000 values for the data required in equation 2 were randomly selected. It was assumed that there was no correlation between the variables according to the propagation uncertainty theory (JCGM, 2008). The contribution of the measurement errors derived from each instrument was calculated by using a truncated first order Taylor series approximation (Taylor and Kuyatt, 1994).

Regarding temperature conditions, it was defined cold season as the period of time when daily mean  $T_{atm}$  were under the annual mean  $T_{atm}$  (winter and middle-spring 2015 and middle autumn 2016). Warm season was defined as the period of time when daily mean  $T_{atm}$  were beyond the annual mean  $T_{atm}$  (middle-autumn 2015, middle-spring 2016 and summer 2015 and 2016).

Manure drying tunnel was an open system where external air could enter in the tunnel. The identification of odd outlet NH<sub>3</sub> concentrations at MDT was carried out by using carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) concentrations (measured with the same methodology as NH<sub>3</sub>) as a tracer gas. When atmospheric CO<sub>2</sub> concentration was 5% higher than CO<sub>2</sub> concentration in the MDT, recorded NH<sub>3</sub> concentrations were not considered in the study. Some periods from December to April where CO<sub>2</sub> concentration in the MDT was lower than the incoming air from the building. External air was entering the MDT in the 11% of the measurements during the study. This data was not taken into account in the MDT emission analysis.

## 4.3. Results and Discussion

### 4.3.1 Manure composition

Table 4.2 shows the seasonal physicochemical composition of manure at the building-MDT system. As manure composition did not significantly change inside the building, data reported in Table 4.2 are the mean values of manure samples collected in area 1, 2 and 3. This fact was attributed to the manure management system set at building level, in which freshly deposited droppings were continuously mixed with manure with different accumulation periods.

**Table 4.2:** Composition of belt manure per accumulation day and season.

Parameter	Season	Inside the building		Manure drying tunnel					
		1,2,3 days		4 days		5 days		6 days	
		Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD
<b>DM (%)</b>	Summer	30.1	4.2	49.4	13.4	72.6	10.9	87.1	2.7
	Autumn	26.4	3.6	48.3	17.6	62.3	18.7	75.2	13.8
	Winter	26.7	2.2	44.4	13.9	51.3	16.3	63.6	12.2
	Spring	27.4	1.1	48.8	2.0	81.6	1.9	80.0	1.1
<b>OM (% DM)</b>	Summer	68.2	7.5	72.0	5.6	64.0	7.1	64.5	3.7
	Autumn	65.7	5.4	68.9	8.9	64.6	2.8	65.4	3.3
	Winter	66.3	3.3	71.7	7.1	69.1	3.1	65.7	3.0
	Spring	71.7	5.1	70.1	0.2	68.1	3.6	67.5	1.7
<b>N<sub>tot</sub> (% DM)</b>	Summer	6.0	1.0	5.4	0.7	6.0	1.1	5.3	0.9
	Autumn	5.9	0.9	6.0	1.2	5.3	1.2	5.3	0.4
	Winter	5.9	0.7	6.1	1.5	5.2	0.9	5.2	1.6
	Spring	6.3	0.6	5.0	0.5	4.7	0.2	4.5	0.3
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N (% DM)</b>	Summer	1.1	0.6	0.6	0.2	0.5	0.2	0.3	0.3
	Autumn	1.4	0.6	0.9	0.7	0.5	0.2	0.3	0.1
	Winter	0.4	0.0	0.5	0.1	0.4	0.1	0.4	0.1
	Spring	0.9	0.1	0.6	0.2	0.4	0.2	0.2	0.1
<b>pH</b>	Summer	6.9	0.4	6.9	0.4	7.1	0.3	7.0	0.2
	Autumn	6.9	0.9	7.1	0.8	6.9	0.4	7.1	0.4
	Winter	7.3	0.2	7.0	0.1	6.9	0.3	7.2	0.5
	Spring	7.2	0.4	7.7	0.5	7.5	0.2	7.4	0.1



Mean manure DM content was  $27.6 \pm 2.8\%$  at the facility throughout the experimental period. This value was within the range of previously reported for similar management systems (Alberdi et al., 2016; Fournel et al., 2012). No seasonal effect was observed although manure tended to be slightly drier in summer (Table 4.2). Alberdi et al. (2016) attributed the lack of seasonality to the constant RH value of the incoming air throughout the year in a tunnel ventilation system. This reason would not explain the lack of seasonality in the current study as the mean  $RH_{in}$  was significantly lower in summer (67.0%) than during the rest of the seasons (81.0%). Manure DM data recorded in the current study would suggest that (i) the ventilation system did not provide enough air movement at manure level and/or (ii) the short residence time of manure did not promote differences in DM content. Concerning the first hypothesis, Bustamante (2015) had already observed that the increasing VR in a similar one-side ventilation system facility did not necessarily involve larger air velocity in the building in summer conditions.

Organic matter content was, on average,  $68.0 \pm 5.3\%$  DM inside the facility. No significant seasonality effect was observed in OM throughout the experimental period (Table 4.2). Mean  $N_{tot}$  content was  $5.9 \pm 0.9\%$  DM. The mean pH value was 7.1. Those parameters values were in the range of other authors with similar manure management systems (Alberdi et al., 2016; Fournel et al., 2012). Manure  $NH_4^+-N$  content averaged 16% of  $N_{tot}$  inside the facility. The lowest  $NH_4^+-N$  content was measured in winter accounting for 0.4% DM (Table 4.2), being significantly different from the rest of seasons. This fact would suggest a lower  $N_{org}$  mineralization rate due to the lower temperatures inside the building (Figure 4.6). A manure sample collected from area 3 showed that uric acid accounted for around 60% of  $N_{tot}$ . Taking into account that uric acid, which is the precursor of N losses in the form of  $NH_3$ , accounts for 70% of  $N_{tot}$  content on freshly excreted manure (Groot-Koerkamp, 1994), it was estimated that  $\approx 15\%$  of the initial acid uric content would have approximately converted into  $NH_4^+-N$  inside the building.

Significant differences were observed in some physicochemical properties of manure at MDT (Table 4.2). Dry matter content of manure increased significantly at different residence times. After the three-days drying process at MDT, the mean annual DM content was  $76.5 \pm 7.5\%$ . According to farmers' requirements, manure

DM content should be  $\approx 80\%$  after the drying period. The performance of the drying process was affected by the seasonality (Table 4.2). Mean DM content reached  $87.1 \pm 2.7\%$  in summer. The drying process was limited in winter, which led to  $63.6 \pm 12.2\%$  DM. The seasonal effect was related to the interaction of the  $T_{out}$  and  $RH_{out}$  at MDT. Table 4.3 shows the seasonal  $T_{out}$ ,  $RH_{out}$  and mean VRs reaching the MDT. Outside temperature was higher and  $RH_{out}$  lower in summer. The subsequent increase of VR (Rosa et al., 2019), let manure dry properly under such conditions. The warm and dry weather conditions in spring also contributed to reach DM values around 80%. The lower efficiency of MDT system was remarkable in winter conditions. It was associated to the lower  $T_{out}$  and more frequent and abundant rainfall events and higher  $RH_{out}$ . The 74% of the annual rainfalls took place in autumn and winter (Euskalmet, 2019), which would have also contributed to the higher variability detected in manure DM content in both seasons.

**Table 4.3:** Seasonal mean  $\pm$  SD values of  $T_{out}$  ( $^{\circ}\text{C}$ ) and  $RH_{out}$  (%) conditions and VR ( $\text{m}^3 \text{h}^{-1} \text{hen}^{-1}$ ) reaching the MDT.

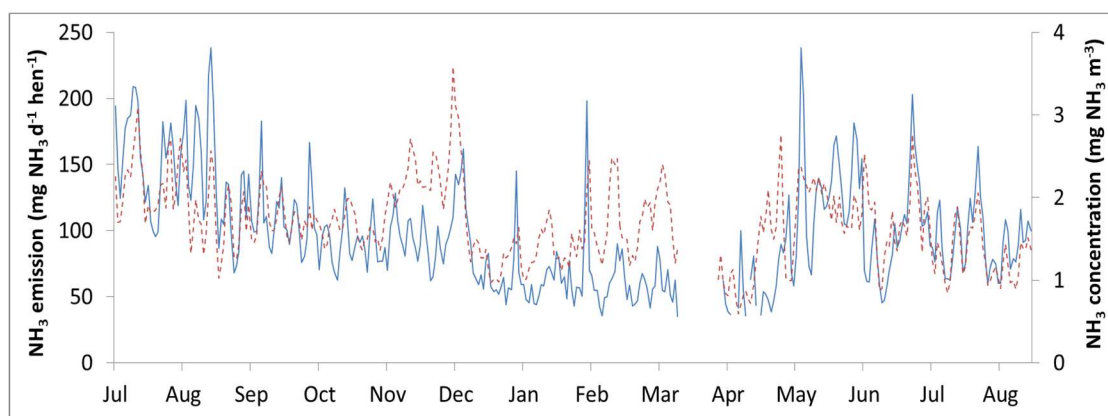
	VR ( $\text{m}^3 \text{h}^{-1} \text{hen}^{-1}$ )		$T_{out}$ ( $^{\circ}\text{C}$ )		$RH_{out}$ (%)	
	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD
<b>Summer</b>	6.8	0.9	22.6	5.5	65	8
<b>Autumn</b>	4.3	1.4	17.8	4.9	74	11
<b>Winter</b>	2.8	0.5	7.5	3.8	81	16
<b>Spring</b>	4.9	1.1	15.6	6.1	76	9
<b>Mean</b>	4.7	1.0	15.9	4.7	74	5

Annual mean manure OM content was  $65.8 \pm 2.9\%$  DM after the drying process at MDT. Overall, OM loss was less than 5% in relation to the initial OM content after 6 days of accumulation on the belts. No significant seasonality effect was observed throughout the experimental period. Mean  $N_{tot}$  content was  $5.2 \pm 0.8\%$  after the drying process. Manure  $N_{tot}$  content overall decreased 17% after three days of laying hen manure drying. Once the manure reached the MDT,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  content decreased significantly in manure (Table 4.2). It would be related to  $\text{NH}_3$  volatilization at this stage. Ammonium-N content was  $15.2 \pm 6.7\%$  of  $N_{tot}$  in the first day at MDT. It decreased to  $6.6 \pm 3.3\%$  of  $N_{tot}$  at the end of the drying process. No seasonal relationship was found in such trend (Table 4.2). The rate of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$

content decrease would be related to (i) the lower uric acid degradation rate under drier manure conditions (Groot-Koerkamp, 1994), and (ii) increased  $ER_{NH_3}$  as a consequence of the VR at MDT.

### 4.3.2 Ammonia emission from the building

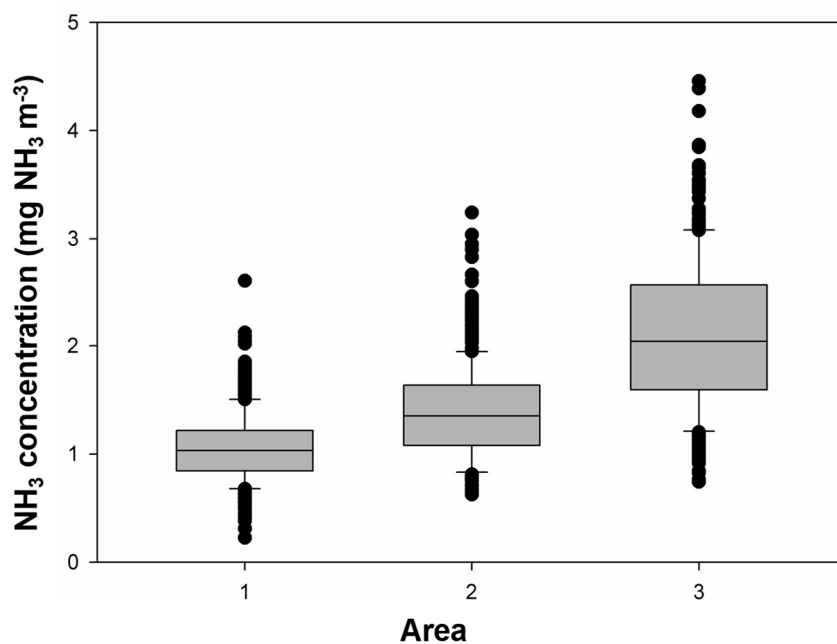
Figure 4.2 shows the daily mean  $NH_3$  concentration throughout the experimental period. Ammonia concentration was on average  $1.7 \pm 0.5$   $mg NH_3 m^{-3}$  inside the building. Minimum and maximum daily values were 0.6 and 3.6  $mg NH_3 m^{-3}$ . Variations in seasonal  $NH_3$  concentration were related to the combination between VR and  $T_{in}$ . A reduction of  $NH_3$  concentration in the exhaust air was recorded at higher  $T_{in}$  and VR conditions. Maximum  $NH_3$  concentrations were recorded at lower  $T_{in}$  and VR conditions. Flock density would also impact in  $NH_3$  concentration. Bird population decreased in 2,971 hens between the two summers.  $NH_3$  concentration was 22% lower in 2016 than in 2015 despite the summer indoor and outdoor temperatures were similar in the two years (Figure 4.6). Crude protein content would also impact as it was reduced by 1.7% and less N was introduced in the system.



**Figure 4.2:** Mean  $NH_3$  emission rate (—) on a daily basis ( $mg NH_3 d^{-1} hen^{-1}$ ) and  $NH_3$  concentration (---) on daily basis ( $mg NH_3 m^{-3}$ ) inside the building.

Comparing with other authors, the mean concentration value was 85% of the mean values reported by Alberdi et al., (2016) and Zhao et al., (2015) in cage based laying hen facilities. It was attributed to the different manure management systems applied. Manure was partially removed from our facility every day, while it was fully removed 1 or 2 times per week in the mentioned farms.

The daily mean  $\text{NH}_3$  concentrations were significantly different among the different areas inside the facility (Figure 4.3). Mean  $\text{NH}_3$  concentration was  $1.0 \pm 0.1^a$   $\text{mg NH}_3 \text{ m}^{-3}$  in area 1,  $1.4 \pm 0.2^{ab}$   $\text{mg NH}_3 \text{ m}^{-3}$  in area 2, and  $2.1 \pm 0.5^b$   $\text{mg NH}_3 \text{ m}^{-3}$  in area 3. There were significant differences between area 1 and 3. The daily 1/3 movement of the belts resulted in a heterogeneous distribution of manure alongside the building. Manure volume and thickness was always higher at the end of the belt system (area 3), which conducted to higher  $\text{NH}_3$  concentration values in area 3. When comparing the distribution of  $\text{NH}_3$  concentration values within each area (Figure 4.3), differences were related to the VR observed throughout the experimental period as a response to the  $T_{\text{in}}$  (Rosa et al., 2019). The minimum  $\text{NH}_3$  concentration in area 1 was  $0.4 \text{ mg NH}_3 \text{ m}^{-3}$  when  $T_{\text{in}}$  was above  $24 \text{ }^\circ\text{C}$ , and all the fans were activated. The maximum  $\text{NH}_3$  concentration was  $4.7 \text{ mg NH}_3 \text{ m}^{-3}$  in area 3 in cold conditions with minimum VR. Ammonia concentrations were below the threshold value of  $17.4 \text{ mg NH}_3 \text{ m}^{-3}$  reported by Kristensen et al. (2000) as aversive for the laying hens.



**Figure 4.3:** Boxplot of daily average  $\text{NH}_3$  concentration ( $\text{mg NH}_3 \text{ m}^{-3}$ ) in areas 1, 2, and 3 defined inside the building throughout the experimental period.

Figure 4.2 shows the daily mean  $\text{ER}_{\text{NH}_3}$  pattern from the building. The mean  $\text{ER}_{\text{NH}_3}$  was  $93.8 \text{ mg NH}_3 \text{ d}^{-1} \text{ hen}^{-1}$  during the experimental period. The cumulative

NH<sub>3</sub> emission was 1.3 t NH<sub>3</sub> yr<sup>-1</sup> in the building. Considering an egg production of 232,587 in a year, NH<sub>3</sub> emission associated to each egg was 107 mg NH<sub>3</sub> egg<sup>-1</sup>. In terms of health/environmental impacts, this NH<sub>3</sub> emission did not suppose a relevant damage (ECHA, 2019). A seasonal effect was observed in ER<sub>NH<sub>3</sub></sub>. The highest ER<sub>NH<sub>3</sub></sub> values, which reached up to 200-240 mg NH<sub>3</sub> d<sup>-1</sup> hen<sup>-1</sup>, were measured in warm episodes (Figure 4.2) when daily mean T<sub>out</sub> was around 22 °C and RH<sub>out</sub> above 70%. The lowest ER<sub>NH<sub>3</sub></sub> values, which ranged from 20 to 40 mg NH<sub>3</sub> d<sup>-1</sup> hen<sup>-1</sup>, were observed in cold season when daily mean T<sub>out</sub> was around 7.5 °C and RH<sub>out</sub> above 80%. Nimmermark et al. (2009) also reported low emission values under cold environmental conditions in northern Europe.

When referring NH<sub>3</sub> emission to animal unit (AU, 500 kg of live weight), mean annual ER<sub>NH<sub>3</sub></sub> was 26.1 g d<sup>-1</sup> AU<sup>-1</sup>. Manure removal frequency was identified as a BAT and has been reported as an important factor influencing ER<sub>NH<sub>3</sub></sub> (Fournel et al., 2012). For higher removal frequency than our study, 2 times per day, Groot-Koerkamp et al. (1994) reported 20.6 g d<sup>-1</sup> AU<sup>-1</sup>. Comparing to other studies with a manure removal frequency of 2/3 times per week, authors such as Alberdi et al. (2016) reported 29.3 g d<sup>-1</sup> AU<sup>-1</sup> and Shepherd et al. (2015) reported 31.2 and 20.7 g d<sup>-1</sup> AU<sup>-1</sup> for different flocks with the same removal frequency. Ni et al. (2017) reported 98.1 g d<sup>-1</sup> AU<sup>-1</sup> with the same manure removal frequency than us, representing 3.7 times the ER<sub>NH<sub>3</sub></sub> of our study. This indicates that other factors may overlap the effect of cleaning frequency, such as temperature, RH, VR, etc. Shepherd et al. (2015) reported increments of ER<sub>NH<sub>3</sub></sub> at periods of low VR, which caused moisture accumulation and temperature increasement inside the building.

Table 4.4 shows the correlation analysis matrix between ER<sub>NH<sub>3</sub></sub> and main involved variables. Ammonia emission is under the influence of many variables: VR, animal weight, number of animals, temperature, feeder strategy, animal activity, type of floor system and many others. Some of these variables do not change over time, have a small effect on NH<sub>3</sub> emission and other variables are linked to each other. Ammonia emission rate showed high correlation with VR and T<sub>out</sub>. In the same way, VR and T<sub>out</sub> showed high correlation. The inlet air was mixed with the incoming outside air and their temperatures were dependents. Outside temperature was considered the main factor affecting NH<sub>3</sub> emission. This fact was in concordance

with the seasonal effect discussed in this section. The mix of low manure DM content and high temperature resulted in major NH<sub>3</sub> emission. The rising T<sub>out</sub> enhances ER<sub>NH<sub>3</sub></sub> at the rate of 4.5% per °C. Relative humidity did not show significant correlation with ER<sub>NH<sub>3</sub></sub>. It affects indirectly the manure DM content, and subsequently ER<sub>NH<sub>3</sub></sub> but the effect would be overlapped by other factors.

**Table 4.4:** Correlation analysis matrix between NH<sub>3</sub> emission and measured variables. (\*) means significance  $p < 0.05$ .

	Correlation coefficients					
	ER <sub>NH<sub>3</sub></sub>	VR	T <sub>in</sub>	T <sub>out</sub>	RH <sub>in</sub>	RH <sub>out</sub>
<b>NH<sub>3</sub> emission, ER<sub>NH<sub>3</sub></sub></b>	1					
<b>Ventilation rate, VR</b>	0.71*	1				
<b>Indoor temperature, T<sub>in</sub></b>	0.59*	0.86*	1			
<b>Outdoor temperature, T<sub>out</sub></b>	0.66*	0.94*	0.92*	1		
<b>Indoor relative humidity, RH<sub>in</sub></b>	-0.13	-0.37	-0.49	0.45	1	
<b>Outdoor relative humidity, RH<sub>out</sub></b>	-0.12	-0.15	-0.01	-0.06	0.01	1

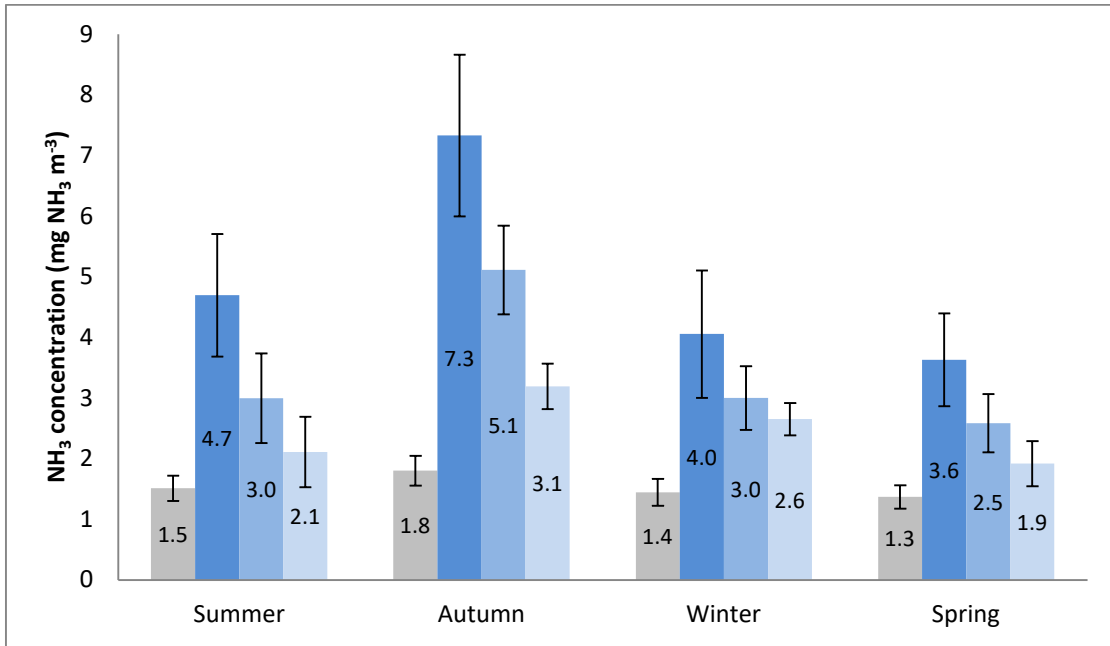
Table 4.5 shows the monthly uncertainty of ER<sub>NH<sub>3</sub></sub>. It ranged from 5.1 to 13.1% of the NH<sub>3</sub> emission rate values. The major uncertainty values were found in warmest months. It resulted in major uncertainty in NH<sub>3</sub> emission at higher temperatures. Outdoor temperature and VR were directly related. All the fans were running under high temperature episodes. The major uncertainty is coming from the control of fan's VR measurement. This was in concordance with the variability observed in fan's operation (Rosa et al, 2019). The contribution of the uncertainty associated to VR accounted for 82.4% of the NH<sub>3</sub> emission calculation. This result highlighted the importance of having an accurate estimation of VR rather than obtaining very precise NH<sub>3</sub> concentration values to reach good ER<sub>NH<sub>3</sub></sub> estimates. As the annual mean ER<sub>NH<sub>3</sub></sub> was 93.8 mg NH<sub>3</sub> d<sup>-1</sup> hen<sup>-1</sup>, and the associated mean uncertainty 9.7%, the ER<sub>NH<sub>3</sub></sub> could range from 84.7 and 102.9 mg NH<sub>3</sub> d<sup>-1</sup> hen<sup>-1</sup>.

**Table 4.5:** Monthly mean NH<sub>3</sub> emission rate (mg NH<sub>3</sub> d<sup>-1</sup> hen<sup>-1</sup>) and the associated uncertainty (%).

Year	Month	Mean NH <sub>3</sub> emission (mg NH <sub>3</sub> d <sup>-1</sup> hen <sup>-1</sup> )	Mean NH <sub>3</sub> emission uncertainty (%)
<b>2015</b>	July	153.9	10.7
	August	155.3	10.6
	September	112.1	10.2
	October	94.7	9.4
	November	90.7	7.9
	December	89.6	7.3
<b>2016</b>	January	59.1	6.3
	February	61.8	6.2
	April	53.6	6.6
	May	123.1	9.2
	June	102.0	10.5
	July	105.3	10.0

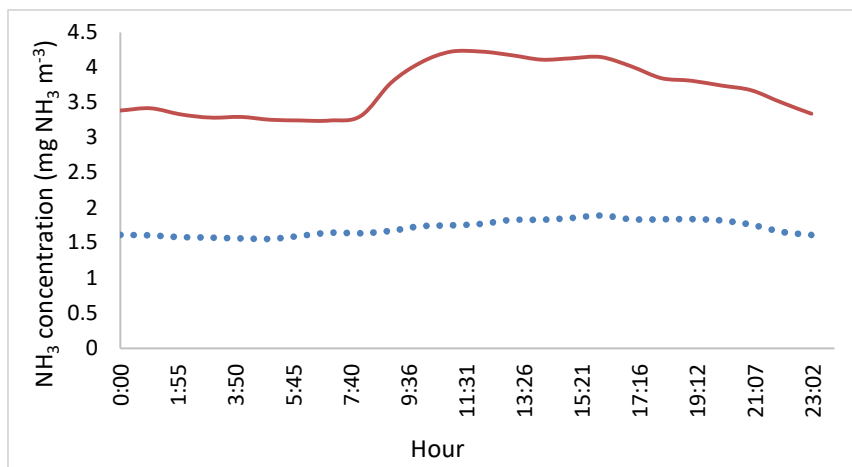
### 4.3.3 Ammonia emission in the manure drying tunnel

Ammonia concentration was, on average,  $3.6 \pm 0.9$  mg NH<sub>3</sub> m<sup>-3</sup> at MDT during the period of study. It was more than twice the mean NH<sub>3</sub> concentration inside the building. Minimum and maximum daily values were 0.5 and 18.5 mg NH<sub>3</sub> m<sup>-3</sup>, respectively. Figure 4.4 shows the seasonal NH<sub>3</sub> concentration regarding the time of residence 4, 5 and 6 days. The concentration increased significantly when manure was moved to the MDT (day 4), especially in autumn. The combination of high T<sub>out</sub> and low RH<sub>out</sub> conditions in autumn (Table 4.3) would have promoted NH<sub>3</sub> volatilization. There was a significant reduction of NH<sub>3</sub> concentration over the time of residence. The annual mean concentrations were  $4.8 \pm 3.0$ ,  $3.3 \pm 1.8$  and  $2.4 \pm 1.1$  mg NH<sub>3</sub> m<sup>-3</sup> in days 4, 5 and 6 of residence, respectively. The reduction of NH<sub>3</sub> concentration was in concordance with the drop of moisture content in manure (Table 4.2), which confirmed that production of NH<sub>3</sub> is reduced from 60% of DM content.



**Figure 4.4:** Mean NH<sub>3</sub> concentration and standard deviation (mg NH<sub>3</sub> m<sup>-3</sup>) inside the building (in grey) and time of residence 4, 5 and 6 days (in blue), from left to right. Mean values were written within each bar.

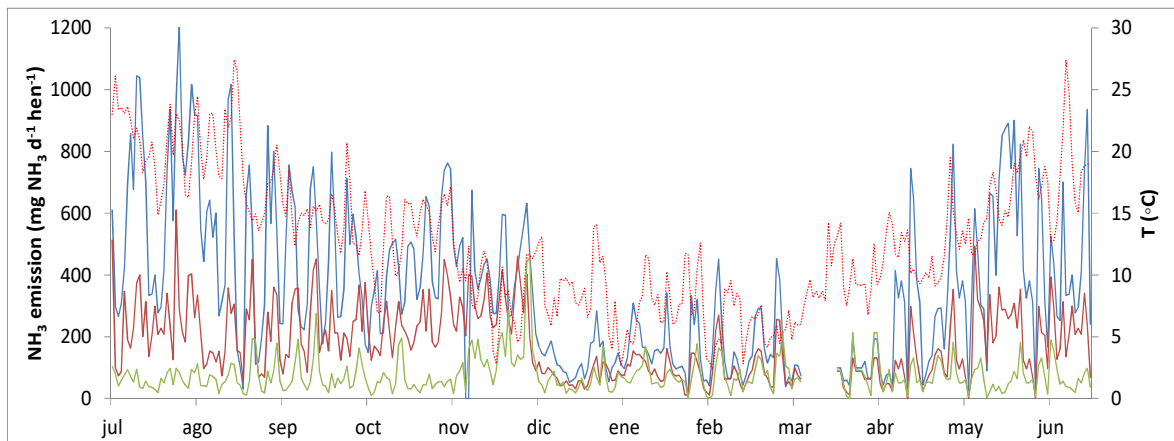
The belt movement, which transported the manure from the building into the MDT, was also identified as a factor leading to NH<sub>3</sub> volatilization. Winkel et al. (2017) pointed out that PM<sub>10</sub> emission peaks, which is partly originated from NH<sub>3</sub>, also happened when MDT belts were running. Ammonia concentration was, on average, 34% higher from 07:00 a.m. to 12:00 p.m., when belts were moved (Figure 4.5).



**Figure 4.5:** Mean NH<sub>3</sub> concentration (mg NH<sub>3</sub> m<sup>-3</sup>) throughout the day in the building outlet (.....) and manure drying tunnel (—).



Mean  $ER_{NH_3}$  from MDT was  $209.3 \pm 95.1$  mg  $NH_3$   $d^{-1}$   $hen^{-1}$  on annual basis (Figure 4.6). Mean  $ER_{NH_3}$  was significantly lower in winter ( $125.1$  mg  $NH_3$   $d^{-1}$   $hen^{-1}$ ), while it ranged from  $219.1$  to  $256.2$  mg  $NH_3$   $d^{-1}$   $hen^{-1}$  in the rest of seasons. Winkel et al. (2017) reported a mean  $ER_{NH_3}$  of  $260$  mg  $NH_3$   $d^{-1}$   $hen^{-1}$ , and they attributed the annual variation in manure DM content as a factor affecting  $NH_3$  emission. As opposed to our study, Santonja et al. (2017) reported higher emissions in winter arguing that manure reaching the MDT was wetter in winter. According to our data, manure was only 4% wetter in winter than in the rest of the seasons when reaching the MDT. This difference was not enough to appreciate differences in  $NH_3$  emission due to this factor. The increase in manure DM on days 5 and 6 of permanence, especially in summer, meant a drastic reduction in  $ER_{NH_3}$ . However, the environmental conditions to which manure was exposed on day 4 caused the  $ER_{NH_3}$  to increase above the winter  $ER_{NH_3}$ . Factors such as  $T_{out}$  and  $RH_{out}$  conditions would explain the reported lower emission in winter.



**Figure 4.6:** Mean  $NH_3$  emission (mg  $NH_3$   $d^{-1}$   $hen^{-1}$ ) in the MDT: 4 accumulation days (—), 5 accumulation days (—) and 6 accumulation days (—) and daily mean outside temperature ( $^{\circ}C$ ) (.....).

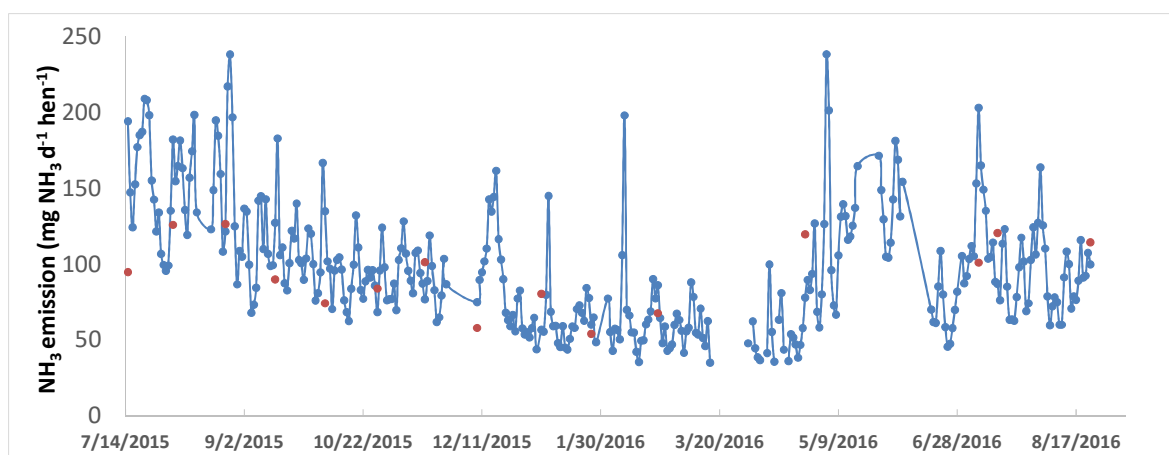
Correlation matrix analysis showed that  $NH_3$  emission at MDT was correlated with  $T_{out}$  ( $r=0.43$ ) and  $RH_{out}$  ( $r=0.31$ ). The highest  $ER_{NH_3}$  were measured when  $T_{out}$  were above  $22^{\circ}C$ , but an increase in  $T_{out}$  from  $22^{\circ}C$  did not result in a significant increase of  $ER_{NH_3}$ . An increase in this threshold  $T_{out}$  accompanied by a reduction in  $RH_{out}$  meant that the manure DM increased rapidly in MDT (summer conditions, Table 4.2) and the emission was reduced. This occurred markedly when the external temperature was above  $28^{\circ}C$ . The combination of  $T_{out}$  ( $\approx 22^{\circ}C$ ) and  $RH_{out}$  ( $\approx 70\%$ )

would have promoted the  $ER_{NH_3}$  at its highest levels, a fact that occurred mainly in autumn conditions (Figure 4.6).

Ammonia emission rate from manure for day 4 of residence time was higher than manure which remained in days 5 and 6 at MDT throughout the experimental period (Figure 4.6). Mean  $ER_{NH_3}$  were 340.6, 169.8 and 72.6  $mg NH_3 d^{-1} hen^{-1}$  in day 4, 5 and 6, respectively. During the drying process, the manure was losing moisture and the  $ER_{NH_3}$  decreased till day 6 (Figure 4.6). Reducing the moisture of manure in a shorter period would reduce  $NH_3$  losses as both parameters are strongly related.

#### 4.3.4 Nitrogen mass balance

Hens population varied from 38,963 to 36,559 hens throughout the experimental period. Feed consumption varied among the 3 feed phases between 97.9 and 129.4  $g d^{-1} hen^{-1}$ , respectively. Egg production was, on average, 232,587 eggs  $wk^{-1}$ . The total amount of manure removed from the facility was, on average, 31,605  $kg wk^{-1}$ . Applying Eq.3, annual  $NH_3$  mean emission estimation was  $98.4 \pm 36.3 mg NH_3 d^{-1} hen^{-1}$  (Figure 7). Comparing to continuous monitoring estimation,  $N_{bal}$  was a good indicator of the emission trend in annual basis. Some differences were observed between methods. Nitrogen balance was not able to reflect small  $NH_3$  emission variations between small periods of time which was observed in continuous monitoring (Figure 7). There were not obvious seasonal differences in the  $NH_3$  emission estimated by  $N_{bal}$  method.



**Figure 4.7:** Mean  $NH_3$  ER ( $mg NH_3 d^{-1} hen^{-1}$ ) inside the building: continuous monitoring ( $\text{—}$ ) and  $N_{bal}$  method( $\bullet$ ) estimations.

Nitrogen balance showed that 34.9% of feed N was destined to egg production, 61.9% was excreted in manure and 3.2% was N loss to atmosphere in form of NH<sub>3</sub>. Ammonia emission factors for laying hen facilities are established by EMEP-Corinair guidebook (2016) based on excreted total ammonium nitrogen (TAN) using Tier 2 methodology. According to our results, manure excretion was 0.71 kg N hen<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> in the building, which resulted in TAN excretion value of 0.49 kg TAN hen<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>. This value was in concordance with previously reported data in Europe (Table 4.6). The ER<sub>NH<sub>3</sub></sub> estimated in this study was 0.035 kg N hen<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>, which supposed the 7.1% of TAN or 4.9% of N<sub>tot</sub>. Alberdi et al. (2016) reported that NH<sub>3</sub> emission was 7% of N<sub>tot</sub> for a laying hen house with manure belt removed frequency of 4 days. The minor emission proportion of N<sub>tot</sub> would be as a result of the major manure removal frequency in this study. The minor residence time of manure in the building seemed to result in a minor emission factor in the housing stage. It would not necessary imply a minor emission factor in subsequent stages if manure was not correctly managed. Further research is needed in subsequent manure stages to compare our results to reported implied emission factor by Groenestein et al. (2019) including all manure stages (housing, storage and landspreading).

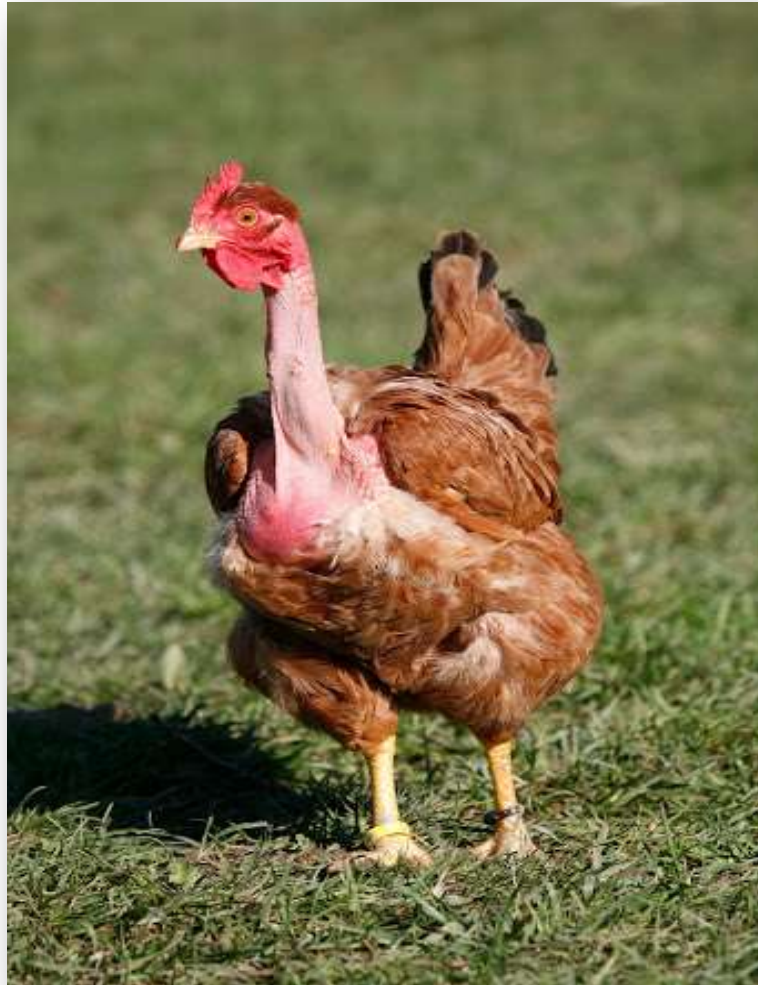
**Table 4.6:** Comparison between European mean values and our data. Feed-N, Egg-N and TAN excretion expressed as kg N yr<sup>-1</sup> hen<sup>-1</sup>. Nitrogen use efficiency (NUE) defined as Egg-N/Feed-N.

	European mean <sup>1*</sup>	This study
<b>Feed-N</b>	1.18	1.14
<b>Egg-N</b>	0.34	0.39
<b>NUE</b>	0.29	0.34
<b>TAN excretion</b>	0.52	0.49

<sup>1</sup> European mean: mean values for Netherlands, Switzerland, UK, Germany and Denmark. Source: (Groenestein et al., 2019).

## 4.4 Conclusions

Mean  $ER_{NH_3}$  in the laying hen building was  $93.8 \text{ mg NH}_3 \text{ d}^{-1} \text{ hen}^{-1}$ . Ammonia emission rate varied throughout the year, being the temperature the main factor in its modulation. Mean  $ER_{NH_3}$  uncertainty was 9.7%. Ventilation rate was the largest contributor to the uncertainty. Efforts in reducing VR uncertainty will result in more accurate emission rate estimation. Nitrogen mass balance was demonstrated to be a good indicator of  $ER_{NH_3}$  in annual basis. Regarding the MDT, mean  $ER_{NH_3}$  was  $209.3 \text{ mg NH}_3 \text{ d}^{-1} \text{ hen}^{-1}$ . The magnitude of the emission was related to the interaction of temperature and RH. High daily mean temperature ( $>22 \text{ }^\circ\text{C}$ ) in combination with high RH ( $>70\%$ ) led to the highest  $ER_{NH_3}$ . The assessment of the whole manure management system, which would include manure storage and landspreading stages, is necessary to ascertain the effectiveness of this cleaner production technology for reducing  $\text{NH}_3$  losses in laying hen sector.



## Capítulo 5:

Ammonia emission modelling and reduced sampling strategies in cage-based laying hen facilities



## Abstract

Ammonia ( $\text{NH}_3$ ) is the major source of N loss related to laying hen facilities. Previous studies are often based on continuous monitoring of  $\text{NH}_3$  concentration and ventilation rate in the facilities during long periods. The objectives of this study were (i) to relate climate and production management parameters to model  $\text{NH}_3$  emission, (ii) to check the accuracy of the proposed model and (iii) to evaluate the accuracy of reduced sampling strategies in estimating  $\text{NH}_3$  emission. Four datasets of laying hen facilities located in areas representing different climates in Spain were used for model development and reduced sampling strategies evaluation. Indoor and outdoor temperatures, relative moisture, ventilation rate,  $\text{NH}_3$  concentration, hen live weight and feed N consumption were introduced in the statistical analysis. Outdoor temperature was the main factor related to  $\text{NH}_3$  emission. Tests showed that the variation between the model estimates and on-farm calculated  $\text{NH}_3$  losses was, on average,  $\pm 15\%$ . Four sampling frequencies were tested to evaluate reduced sampling strategies. The reduction of the sampling frequency resulted in an increase of estimation error ranging from  $< \pm 10\%$  for weekly to  $\pm 20\%$  for bi-monthly sampling. It was concluded that (i)  $\text{NH}_3$  emission estimation by using simple explanatory variables like  $T_{\text{out}}$ , and (ii) applying sampling reduction strategies can be feasible means to reduce the effort and labour demand of continuous monitoring by obtaining  $\text{NH}_3$  emission estimates with an assumable associated error.

# 5. Ammonia emission modelling and reduced sampling strategies in cage-based laying hen facilities

## 5.1 Introduction

**A**mmonia (NH<sub>3</sub>) constitutes an important nitrogen (N) loss associated with animal production, which is directly linked to secondary particle formation, and contributes to the acidification and eutrophication of ecosystems (FAO, 2001). Ammonia is the major source of N loss related to laying hen facilities (Groot-Koerkamp, 1994). Laying hen production was ranked the 8<sup>th</sup> out of 138 sources in terms of NH<sub>3</sub> emission, and accounted for 9.2 10<sup>4</sup> t NH<sub>3</sub> y<sup>-1</sup> in the European Union (EEA, 2020). Regarding the laying hen sector in Spain, the total population reaches approximately 46 million laying hens. The main production system at national level is the enriched cage (EC) system, in which 77% of the hens are reared (EC, 2021). It is estimated that the laying hen sector emits 6.6 10<sup>3</sup> t NH<sub>3</sub> y<sup>-1</sup> in Spain, which represents the 1.5% of the national agricultural emission (EEA, 2020).

A regulatory framework is currently implemented in the EU to prevent the environmental impacts. National Emission Ceilings regulation (Directive 2016/2284) established that the member states should comply with a mean reduction of 19% the NH<sub>3</sub> emission, 16% in the case of Spain, from 2030 onwards starting progressively in 2020 (EC, 2017). Actual, adequate, representative and accurate NH<sub>3</sub> emission factors (EF) are needed to improve national emission inventories and design mitigation strategies to fulfil the reduction targets (EMEP, 2019).

Ammonia emission from EC laying hen facilities have been mostly calculated by continuous monitoring of ventilation rate (VR) and NH<sub>3</sub> concentration (Alberdi et al., 2016; Costa et al., 2012; Fournel et al., 2012; E. T. Hayes et al., 2006). The required equipment, infrastructure and labour demand make this methodology a challenging task (Dekock et al., 2009) and the scarce number of farm facilities that



have been continuously monitored is partly due to the high costs involved (Mosquera, 2007). Only two EC facilities have been continuously monitored in Spain (Alberdi et al., 2016; Rosa, Arriaga, & Merino, 2020). The emission process is influenced by a combination of climate and farm management practices (Groot-Koerkamp, 1994). This fact increases the uncertainty when estimating the contribution of laying hen sector to the national NH<sub>3</sub> emission report. Carr, Wheaton, & Douglass, (1990) and Groot-Koerkamp (1994) reported measurable parameters such as temperature, manure pH and moisture content to model NH<sub>3</sub> concentration and volatilisation for laying hen houses. Air speed at manure level and VR were also reported as factors affecting NH<sub>3</sub> emission (Z. Liu et al., 2006). An evaluation of NH<sub>3</sub> EF of EC facilities adapted to the local climatic conditions and management system can contribute to adjust the large variation in the emission rate reported, which actually may range between 0.01-0.1 kg NH<sub>3</sub> hen<sup>-1</sup> y<sup>-1</sup> according to standardised European NH<sub>3</sub> EF associated to EC system (Santonja et al., 2017).

Reduced sampling strategies have been suggested as valid alternatives to continuous gas emission monitoring in order to reduce economic and labour demand. Different approaches of reduced sampling strategies have been evaluated in the past: (i) the reduction of sampling periods and modelling to year-round emission (Mosquera & Ogink, 2011), (ii) the modelling of emission as a function of climate and management parameters and reduce the sampling periods distributed over the whole year (Dekock et al., 2009; Vranken et al., 2004), or (iii) the modelling of emission as functions of solely the sampling strategy (24 h, 48 h, single grab, weekly grab measurements) and the sampling frequency (Daelman et al., 2013; Kafle et al., 2018; Ulens et al., 2015). The accuracy of this most recent methodology has been evaluated for pigs and cows but not for laying hen facilities. Ammonia emission estimation as function of the sampling frequency following from the successful approach used for pigs and cattle (Kafle et al., 2018; Ulens et al., 2015) would reduce the necessary sampling frequency. The understanding of the emission process at farm level as a function of easily measurable parameters would also reduce the model parameters and its associated uncertainty (Z. Liu et al., 2006).

The aims of this study were:

- (i) Relate the climate and production management parameters to NH<sub>3</sub> emission in EC laying hen facilities to develop a statistical model to estimate NH<sub>3</sub> emission
- (ii) Check the accuracy of the proposed model for NH<sub>3</sub> emission determination
- (iii) Evaluate the accuracy of intermittent sampling strategies in estimating NH<sub>3</sub> losses compared to year-round based data

## **5.2. Material and methods**

### **5.2.1. Datasets**

This study was conducted with four datasets of previously studies in four EC laying hen facilities. The two largest databases over time, from facilities 1 and 2, were used to identify the climate and management parameters affecting NH<sub>3</sub> emission to develop an NH<sub>3</sub> emission model, and to evaluate the accuracy of intermittent sampling strategies. These datasets were reported in Alberdi et al. (2016) and Rosa, Arriaga, Calvet, & Merino (2019); Rosa et al. (2020). The other two dataset, from facilities 3 and 4, were used to test the accuracy of the proposed NH<sub>3</sub> emission model.

The measured parameters of the datasets were controlled with the same methodology. Both indoor and outdoor temperatures and relative humidities were monitored by data loggers (Onset, HOBO U12-013, USA, accuracy  $\pm 0.35$  K and  $\pm 2.5\%$ , respectively). Ventilation rate ( $\text{m}^3 \text{h}^{-1}$ ) was estimated following the equal area calibration method by a hot wire anemometer (model Testo 425, Germany, accuracy  $\pm 0.03 \text{ m s}^{-1}$ ). Inlet and exhausted NH<sub>3</sub> concentrations ( $\text{mg m}^{-3}$ ) were measured by using an INNOVA 1412 Photoacoustic multi gas analyser coupled with a multisampler INNOVA 1309 (LumaSense Technologies, Denmark, accuracy  $\pm 0.02$  ppm NH<sub>3</sub>).

All facilities were mechanically ventilated with negative pressure ventilation systems. Manure removal was carried out with belts installed beneath the cages and it was removed frequently from the facilities. Climatic conditions of farm locations

ranged from wet to dry and from warm to cold climate conditions, which represent climate variability in Spain (Table 5.1). The production parameter data, including hen characteristics (number, age, weight and mortality), feed (consumption and feed N) and egg production (amount and egg mass) were recorded weekly.

Facilities 1 and 2 were located in the Basque Country (northern Spain). The first dataset was collected from May 2012 to September 2013 at facility 1 (Alberdi et al., 2016) and the second dataset was collected from July 2015 to August 2016 at facility 2 (Rosa et al., 2019, 2020). Throughout the experiments, approximately 52,000 and 38,000 Lohmann-Brown hens were housed, respectively. The datasets consisted of 9,846 and 9,720 hourly valid data of measured parameters. Both facilities are representative of the typical EC system described in the Directive 1999/74/EC about the standards for the protection of laying hens (EU, 1999).

Facility 3 was located in Guadalajara province (centre of Spain) and housed 60,000 Lohmann-Brown hens. Two datasets with the same parameters measured on farms 1 and 2 were registered to represent variations in climate conditions over the production cycle: test 1 was carried out in March 2004 and test 2 in May 2004. Facility 4 was located in Valencia province (eastern Spain) and housed 20,000 Lohmann-Brown hens. Controlled parameters were measured in test 3 during September 2007.

**Table 5.1:** Characteristics of the facilities involved in the study. Climatic conditions were recorded in the nearest meteorological station of each facility.

Facility	Hens reared	Number of ventilation fans	Manure removal frequency	Average annual temperature at farm location (K)	Average annual rainfall at farm location (mm)
1	52,000	18	2-3 times wk-1	287.4	1229
2	38,000	15	daily 1/3 of the belt length	284.5	941
3	60,000	15	3 times wk-1	286.1	416
4	20,000	9	3 times wk-1	290.9	442

## 5.2.2 Statistical model structure and application

The statistical model construction is based on the knowledge that NH<sub>3</sub> emission is related to atmospheric conditions and farm management system factors (Xin et al., 2011). A correlation matrix from datasets of the facilities 1 and 2 was carried out including variables such as indoor temperature (T<sub>in</sub>), outdoor temperature (T<sub>out</sub>), indoor relative humidity (RH<sub>in</sub>), outdoor relative humidity (RH<sub>out</sub>), VR, NH<sub>3</sub> concentration, hen live weight (W), and feed N consumption (Fn). As the NH<sub>3</sub> production pattern varied throughout the day due to hen activity (Rosa et al., 2020), all the variables were integrated on mean daily basis. Once the correlations between the independent variables were identified, the non-correlated variables were selected to develop a logarithmic emission model. A multiple linear regression model was constructed to predict NH<sub>3</sub> emission as a result of the generalised linear model module of GenStat software. Ammonia emission data was transformed to natural logarithmic data in order to get the normal distributions of the values with constant variance (de Boer & Ogink, 1994). The model between NH<sub>3</sub> emission and explanatory variables was:

$$\text{Ln}(E_{\text{NH}_3}) = aX + b + \alpha \quad (1)$$

Where Ln(E<sub>NH<sub>3</sub></sub>) is the natural logarithm of NH<sub>3</sub> emission (mg d<sup>-1</sup> hen<sup>-1</sup>), a is the slope coefficient, X is the matrix of explanatory variables, b is the intercept and α is the residual error.

The resulting equation from eq.1. was used to predict the year-round NH<sub>3</sub> emission of facilities 3 and 4. The robustness of the prediction was checked by comparing it to the measured NH<sub>3</sub> emission in the 3 tests carried out in both facilities.

## 5.2.3 Selection and precision of the intermittent measurement strategies

An adaptation of multi-farm approach from VERA (2018) protocol was carried out in the development of the intermittent measurement strategies. Datasets from facilities 1 and 2 were used to investigate four different reduced frequency sampling strategies. A random selection of days distributed over the year was chosen as strategy for intermittent measurements. Daily means of NH<sub>3</sub> emission were chosen

as a basic sampling unit. Selected sampling intervals on an annual basis were (i) bimonthly, (ii) monthly, (iii) fortnightly and (iv) weekly basis. The days selected did not have to be equally distributed over the year. Each chosen measurement day was assumed to vary with a  $\pm 5$  days criterion. The mean value of  $\text{NH}_3$  emission of the subset  $n$  randomly selected sampling days represented a possible estimation of the  $\text{NH}_3$  emission. The aleatory selection of the sampling days was repeated 1,000 times with RiskAMP MonteCarlo Simulation Engine for Microsoft Excel. The 1,000 values were possible results of the corresponding sampling strategy.

To evaluate the accuracy of the sampling strategies, continuous measurements of  $\text{NH}_3$  emission were used as reference data. For each sampling strategy, the relative error ( $\varepsilon$ ) between the estimated  $\text{NH}_3$  emission (EE) and the measured  $\text{NH}_3$  EF (ME) was calculated expressed as percentages of the reference ME. The relative error was calculated for each  $n$  value as follows (Ulens et al., 2015),

$$\varepsilon = \frac{EE - ME}{ME} \quad (2)$$

For each  $n$  EE, the relative error was calculated, obtaining a relative error distribution as a function of the number of sampling periods. Accordingly, the mean EE and the standard deviation of the distribution were calculated. The confidence intervals of the relative error were a measure of precision of the ME and the average of the relative error represented the accuracy of the estimation.

## 5.3. Results and Discussion

### 5.3.1 Development of the model

Table 5.2 shows the correlation matrix between  $\text{NH}_3$  emission and measured variables throughout the experimental periods at laying hen facilities 1 and 2. Ammonia emission showed a significant correlation with VR ( $r = 0.39$ ),  $T_{in}$  ( $r = 0.44$ ) and  $T_{out}$ , which showed the highest R-value in relation to  $\text{NH}_3$  emission ( $r = 0.46$ ). In this sense, it is well known that the air temperature influences the convective mass transfer coefficient during the process of  $\text{NH}_3$  emission (Z. Liu et

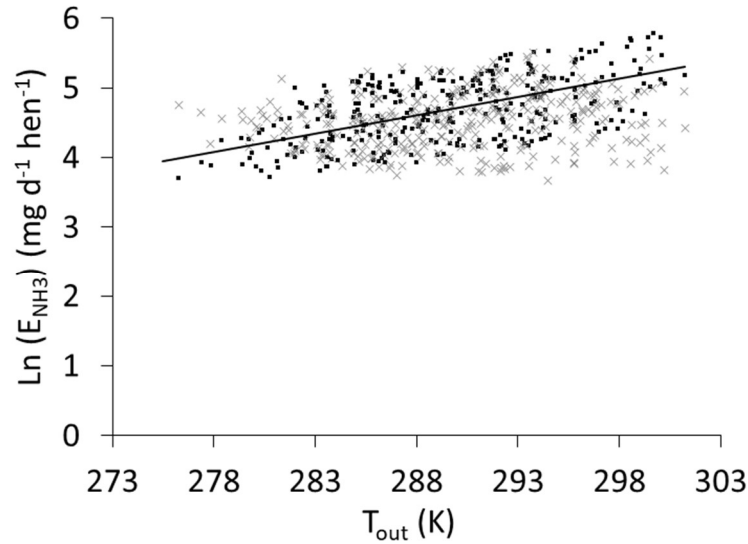
al., 2006). Therefore, the temperature of the air in contact with the manure ( $T_{in}$ ), had a significant influence on the  $NH_3$  emission.

**Table 5.2:** Correlation matrix between  $NH_3$  emission and measured variables.

	Correlation coefficient							
	$E_{NH_3}$	VR	$T_{in}$	$T_{out}$	$RH_{in}$	$RH_{out}$	W	$N_f$
<b>NH<sub>3</sub> emission, <math>E_{NH_3}</math> (g d<sup>-1</sup> hen<sup>-1</sup>)</b>	1							
<b>Ventilation rate, VR (m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup> hen<sup>-1</sup>)</b>	0.39	1						
<b>Indoor temperature, <math>T_{in}</math> (K)</b>	0.44	0.62	1					
<b>Outdoor temperature, <math>T_{out}</math> (K)</b>	0.46	0.88	0.86	1				
<b>Indoor relative humidity, <math>RH_{in}</math> (%)</b>	0.03	-0.08	-0.47	-0.30	1			
<b>Outdoor relative humidity, <math>RH_{out}</math> (%)</b>	0.01	-0.41	-0.02	-0.31	0.03	1		
<b>Animal weight, W (kg)</b>	0.22	-0.07	0.48	0.24	-0.35	0.22	1	
<b>Feed N, <math>N_f</math> (kg N d<sup>-1</sup> hen<sup>-1</sup>)</b>	0.19	0.19	-0.04	0.02	0.22	0.26	0.12	1

Moreover, the variables  $T_{out}$ ,  $T_{in}$  and VR showed a high correlation between them ( $r > 0.6$ ), due to the ventilation system programme. The ventilation rate was controlled by a temperature sensor inside each building by increasing the VR according to the increase in  $T_{in}$ . The outdoor air was mixed with the indoor air according to the configuration of the ventilation system of each facility (controlled by the opening/closing of automatic windows), which explained the high positive correlation between  $T_{out}$  and  $T_{in}$  ( $r = 0.86$ ). Therefore,  $T_{out}$  was considered the triggering variable of  $T_{in}$  and VR and the variables  $T_{in}$  and VR were not taken into account in the model since they did not fulfil the independence criterion necessary for the construction of a multiple linear regression model. Figure 5.1 shows the significant relationship between the  $T_{out}$  and  $E_{NH_3}$  in both facilities. For each Kelvin

degree increase in  $T_{out}$ , the emission increased by 5.2%. Adding more variables such as  $RH_{in}$ ,  $RH_{out}$ ,  $N_f$  and  $W$ , did not significantly increase the determination coefficient of the model.



**Figure 5.1:** Relationship between mean daily  $NH_3$  emission in logarithmic base ( $mg\ d^{-1}\ hen^{-1}$ ) and outdoor temperature (K). Facility 1 (■) and facility 2 (×).

The resulting regression model from both facilities to predict  $NH_3$  emission ( $mg\ d^{-1}\ hen^{-1}$ ) is shown by Eq.1:

$$\ln(E_{NH_3}) = 0.053 T_{out} - 10.674 \quad R^2 = 0.46 \quad (3)$$

Ammonia EFs for facility 1 and facility 2 were  $0.042$  and  $0.034\ kg\ NH_3\ y^{-1}\ hen^{-1}$ , respectively (Alberdi et al., 2016; Rosa et al., 2020). Comparing to other authors, Liang et al. (2005) reported  $0.019$  and  $0.034\ kg\ NH_3\ y^{-1}\ hen^{-1}$  for daily and 3 times per week manure removal frequencies in similar manure belt laying hen houses. However, Liang et al. (2005) did not observe a strong relationship between  $E_{NH_3}$  and  $T_{out}$ . The low daily mean  $T_{out}$  reported would have caused the lack of strong relationship because under  $283\ K$ ,  $T_{in}$  was not affected by  $T_{out}$  in their study. These authors built a prediction model, in which  $E_{NH_3}$  was directly related to the manure removal frequency. This pattern was not observed in our study, probably owing to the limited number of facilities involved in the study. Other authors such as Carr et al. (1990) developed a model which related  $NH_3$  concentration with pH, temperature and manure moisture content. In our study, pH and moisture content did not reflect a

pattern with NH<sub>3</sub> emission since those parameters remained stable at farm scale (Alberdi et al., 2016; Rosa et al., 2020).

To determine the error associated to the model, equation 3 was evaluated using data from facilities 3 and 4. Results showed that the variation between estimated and measured NH<sub>3</sub> emission was, on average, below  $\pm 15\%$  (Table 5.3). Variations below  $\pm 10\%$  were found in facility 3 (test 1 and 2). Variation of  $-23\%$  was found in facility 4 (test 3). Even being facilities of similar characteristics, the model did not fit so accurately NH<sub>3</sub> emission for test 3 (Table 5.3). A possible explanation for this lack of precision of the model would be the low correlation between T<sub>in</sub> and T<sub>out</sub> in farm 4 (R=0.24). The measured emission was higher than the estimated emission due to the higher temperature (T<sub>in</sub>) to which manure was exposed. It is suggested that the ventilation system affected this correlation. If a high T<sub>in</sub>-T<sub>out</sub> relation had been maintained as in the facilities 1 and 2, it is estimated that the model would have predicted 0.062 kg NH<sub>3</sub> y<sup>-1</sup> hen<sup>-1</sup>, with an associated error of 3.2%.

**Table 5.3:** Tests of model application in facilities 3 and 4. Number of tested hours (h), T<sub>out</sub> (K), measured and estimated mean  $\pm$  SD E<sub>NH3</sub> (kg NH<sub>3</sub> y<sup>-1</sup> hen<sup>-1</sup>) and variation between estimated and measured E<sub>NH3</sub> (%). SD refers to standard deviation.

	Tested hours	T <sub>in</sub>	T <sub>out</sub>	Measured	Estimated	$\Delta$
		mean $\pm$ S D (K)	mean $\pm$ SD (K)	E <sub>NH3</sub> mean $\pm$ SD (kg NH <sub>3</sub> y <sup>-1</sup> hen <sup>-1</sup> )	E <sub>NH3</sub> mean $\pm$ SD (kg NH <sub>3</sub> y <sup>-1</sup> hen <sup>-1</sup> )	estimate d / measure d (%)
<b>Test 1</b>	207	293.9 $\pm$	300.4 $\pm$	0.060 $\pm$	0.065 $\pm$	+9 %
		4.1	2.3	0.055	0.007	
<b>Test 2</b>	142	297.5 $\pm$	300.2 $\pm$	0.068 $\pm$	0.065 $\pm$	-4 %
		2.0	1.4	0.065	0.005	
<b>Test 3</b>	440	298.3 $\pm$	294.9 $\pm$	0.064 $\pm$	0.049 $\pm$	-23 %
		3.0	6.9	0.083	0.016	

The different NH<sub>3</sub> emission profiles make unfeasible a single predictive model for all type of laying facilities due to the intrinsic characteristics of each farm. Thus, the resulting model would only be applicable to laying hen farms with similar climate, management characteristics (e.g. feed, hen strain, population density) and

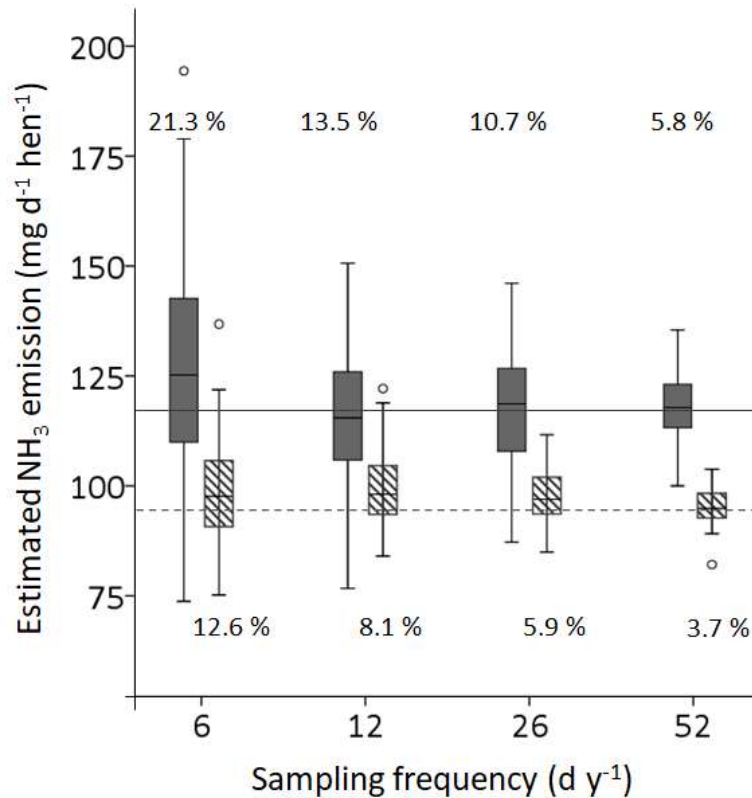


the same housing type (mechanically ventilated, hens reared in EC and manure removal frequency of 2-3 times per week).

### 5.3.2 Reduced sampling strategies

In the development of a sampling strategy valid for EC system, facilities 1 and 2 were considered in this study. Differences between estimated and measured  $\text{NH}_3$  emission were depending on the sampling strategy. Figure 5.2 shows the emission rates estimated with each sampling strategy in each facility. It was observed that increasing the frequency of intermittent measurements led to lower biases regarding  $\text{NH}_3$  emission. The mean of the estimated values after a weekly ( $52 \text{ d y}^{-1}$ ) sampling frequency was not significantly different from the measured mean  $E_{\text{NH}_3}$  for both facilities. On the contrary, significant differences between estimated and measured values were observed when the sampling frequency was bimonthly ( $6 \text{ d y}^{-1}$ ). This fact was expected as the more values were taken into account, the more probability of obtain a mean value close to the measured value existed. However, a equilibrium between accuracy and reduced sampling strategy is needed when an intermittent sampling protocol is aimed. Variations between measured and estimated  $E_{\text{NH}_3}$ , were higher in facility 1 than in facility 2 for any sampling frequency, as observed in the dispersion degree of bars (Figure 2). This fact is a direct consequence of the greater variability of the emission measured at facility 1 than at facility 5.2. Factors such as manure distribution on the belts (surface/volume ratio), manure removal frequency, oxygen availability in the manure, moisture content are related to  $\text{NH}_3$  emission (Groot-Koerkamp, 1994; Liang et al., 2005; Z. Liu et al., 2006; T.A. Shepherd et al., 2015).

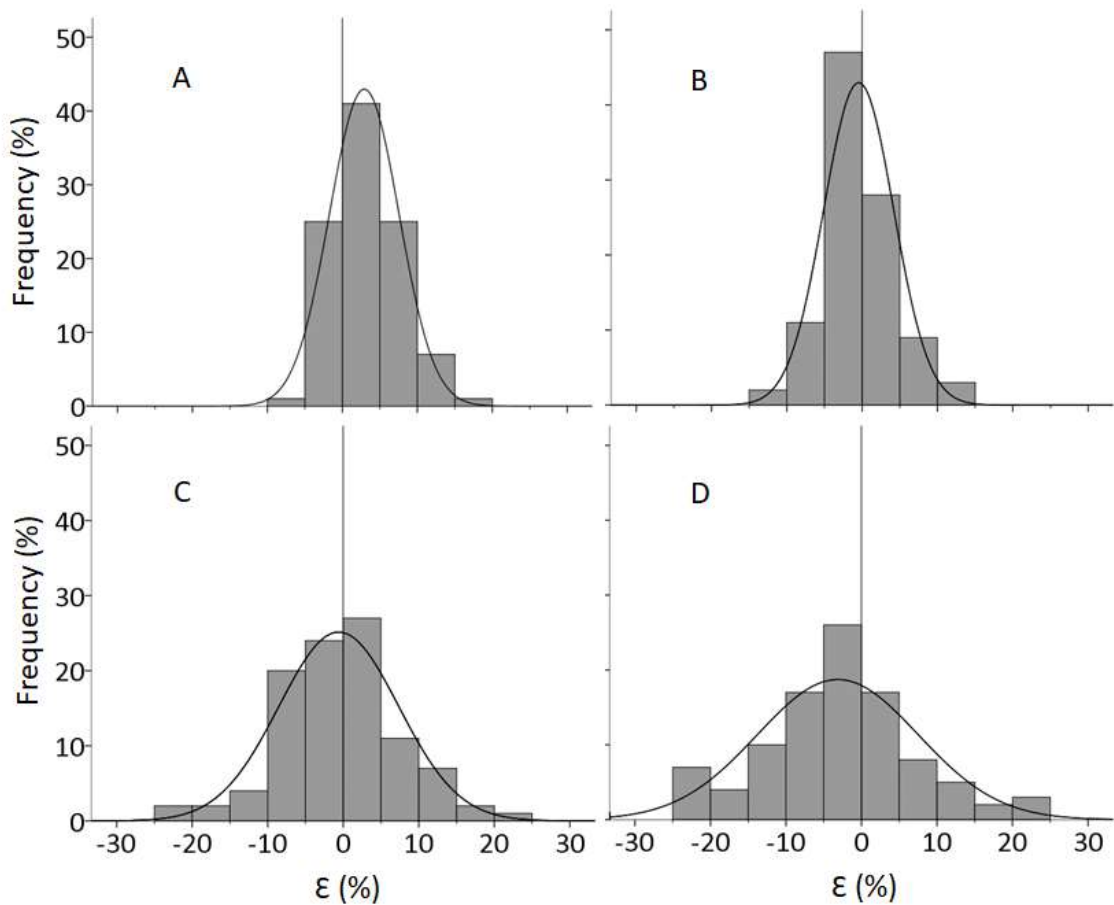
The increasing sampling frequency was related to lower relative error values. Sampling every 30 days ( $12 \text{ d y}^{-1}$ ), resulted in a relative error below  $\pm 15\%$ , which was assumed as acceptable by Mosquera and Ogink (2011) and Ulens et al. (2015) in previous studies. The error associated with the estimated  $\text{NH}_3$  emission remained below  $\pm 15\%$  for weekly, fortnightly and monthly sampling strategies. The error increased with longer sampling intervals, especially in facility 1. It reached  $\pm 20\%$  for bimonthly sampling strategy.



**Figure 5.2:** Boxplot of estimated  $\text{NH}_3$  emission ( $\text{mg d}^{-1} \text{hen}^{-1}$ ) for each sampling frequency ( $\text{d y}^{-1}$ ). Facility 1 (solid box) and facility 2 (dotted box). Horizontal lines represent the annual mean  $\text{NH}_3$  emission of each facility: solid line for facility 1 and dashed line for facility 2. The percentage above each box represents the mean relative error as a function of the sampling frequency.

Figure 5.3 shows the distribution of errors related to each sampling strategy. We observed that the reduction in sampling frequency resulted in an increase of estimation error of estimated year-round  $\text{NH}_3$  emission. The error distribution for each sampling strategy is shown in Figure 5.3. When the sampling frequency was weekly or fortnightly, the distribution of the associated error was  $\leq \pm 10\%$ . The error increased progressively for lower sampling intensities, being  $\pm 15\%$  for monthly sampling and higher than  $\pm 20\%$  for bi-monthly sampling. In this case, the associated error for all these sampling strategies was greater than the observed in one single farm. Mosquera and Ogink (2005) related this fact to the variance resulting from factors that cause systematic differences between farm locations within the same housing system. Mosquera and Ogink, (2011) concluded that increasing the number

of farm locations in the sampling design was the only way to downscale the variance between farms and reduce the associated error.



**Figure 5.3:** Relative error distribution (%) of estimated year-round  $\text{NH}_3$  emission for each sampling strategy; a ( $52 \text{ d y}^{-1}$ ), b ( $26 \text{ d y}^{-1}$ ), c ( $12 \text{ d y}^{-1}$ ) and d ( $6 \text{ d y}^{-1}$ ), based on 1,000 iterations.

Ammonia error estimations of this study supported the previous findings observed for other livestock types such as dairy or pig facilities. Kafle et al. (2018) reported relative errors of less than 10% for bi-monthly sampling strategy in two naturally ventilated dairy houses. This value was lower than the observed in our study. However, Kafle et al. (2018) took a different baseline for comparing their sampling reduction strategies: 7-day of continuous measurements per month versus continuous daily measurements carried out by us. Therefore, the lower resolution of the baseline data might be affecting the differences observed between the two studies. Other authors, such as Vranken et al. (2004), set some conditions for the selection of the measurement days, such as equitable distribution between pig growth

periods. This resulted in a reduction of the associated error, which would not affect laying hens facilities due to the lack of growth period. Dekock et al. (2009) reported similar values to our study and concluded that a 14-day interval between 24h continuous measurements would be optimal to obtain errors of less than 10% in a study of pig farms. Ulens et al. (2015) also reported for pig farms, values coinciding with our study, ranging from errors of less than 10% for weekly frequency measurements ( $52 \text{ d y}^{-1}$ ) to 25% for bi-monthly frequency measurements ( $6 \text{ d y}^{-1}$ ).

The results of this study showed that (i)  $\text{NH}_3$  emission estimation by using simple explanatory variables like  $T_{\text{out}}$ , and (ii) applying sampling reduction strategies can be a feasible way to reduce the effort and labour demand of continuous monitoring by obtaining  $\text{NH}_3$  emission estimates with an assumable associated error. Moreover, it was possible to reduce the number of monitoring days as functions of solely the sampling strategy without setting pre-established selection criteria.

#### **5.4. Conclusions**

Ammonia predicting model related to climate and production parameter data demonstrated that  $T_{\text{out}}$  was the main explanatory factor. However, as model testing showed, other factors such as the relationship between  $T_{\text{in}}$  and  $T_{\text{out}}$ , the manure removal frequency or the variance caused by systematic differences between facilities should be taken into account to improve the model.

With regard to the reduced sampling strategies,  $\text{NH}_3$  monitoring period can be reduced up to  $12 \text{ d y}^{-1}$  (monthly distribution) at farm level without compromising the estimation of  $\text{NH}_3$  emission (errors < 15%). In order to upscaling these results at a national level, this strategy would allow to monitor a larger number of facilities, and contribute to adapt the  $\text{NH}_3$  EF to local climate condition and management practices. Once the  $\text{NH}_3$  EF is adapted to the national level, it would be possible to quantify the real contribution of cage-based laying hen facilities and to design mitigation strategies towards the established emission reduction targets.



## Capítulo 6:

Strategies to mitigate ammonia and nitrous oxide losses across manure management chain from intensive laying hen farms



## Abstract

Circular economy principle aims to achieve sustainable production systems, focusing on the waste valorisation and the reduction of gaseous losses to the atmosphere. Nitrogen (N) compounds in terms of ammonia ( $\text{NH}_3$ ) and nitrous oxide ( $\text{N}_2\text{O}$ ) represent the major losses to the atmosphere of laying hen manure management chain. We present a study aimed to evaluate  $\text{NH}_3$  and  $\text{N}_2\text{O}$  emission and mitigation strategies at housing, storage and land spreading stages. The whole manure management chain was evaluated under different scenarios which combined mitigation strategies of each stage. Two intensive laying hen facilities were involved in the study. Evaluated mitigation strategies were: (i) manure removal frequency variation at housing stage, (ii) dried manure storage after passing throughout a manure drying tunnel (MDT) compared to fresh manure storage and (iii) fresh or dried manure incorporation versus surface land application. At housing stage, increasing the manure removal frequency from 4 days to 1/3 daily, reduced N losses up to 68.3%. At storage stage, dried manure storage achieved 91.1% of N losses reduction compared to fresh manure storage. At land application stage, spreading dried manure on grassland surface reduced 77.6%  $\text{NH}_3$  losses in relation to the emission level reached by fresh manure. The reduction was similar when dried manure was incorporated compared to surface application of fresh manure, 78.9%. Manure drying tunnel achieved at system level a reduction of 20% in N losses comparing to no drying strategy. In the whole manure management chain, the combination of strategies that most reduced N losses was: removal frequency of 1/3 daily, dry storage after passing through the MDT and incorporated land application. This strategy reduced N losses by 46.1% compared to the 4 days of removal frequency, fresh storage and surface application.

# Strategies to mitigate ammonia and nitrous oxide losses across manure management chain from intensive laying hen farms

## 6.1. Introduction

Laying hen sector contributes to satisfying food demand at global level. Egg production reached  $8.2 \cdot 10^7$  t in 2019 (FAOSTAT, 2021). According to reported projections, the sector is expected to increase globally more than 50% in the following 20 years (Rabobank, 2017). Technological advances and a growing egg demand have favoured the intensification of the laying hen sector worldwide. The intensification is associated with the production of large quantities of livestock by-products such as laying hen manure (FAO, 2020). Large quantities of laying hen manure are currently produced in localised farming areas which could alter the natural biogeochemical nitrogen (N) flows and cause environmental and human health effects (Uwizeye et al., 2020).

Waste valorisation is an issue of main interest in the European Union and worldwide (Duque-Acevedo, Belmonte-Ureña, Yakovleva, & Camacho-Ferre, 2020; Korhonen, Honkasalo, & Seppälä, 2018). Circular economy principle aims to achieve sustainable production systems, focusing on the waste valorisation and the reduction of gaseous losses to the atmosphere (EU, 2020b; Mak et al., 2020a). Under this scenario, circular economy would contribute to the valorisation of laying hen manure recirculating it to the agricultural production system (Aranguren, 2021; Yunan et al., 2021). In Europe, the Farm to Fork Strategy lays down a new approach to ensure that agriculture and the food value chain contribute appropriately to this process (EU, 2020b). The main option for the valorisation of this resource has traditionally been the land application of manure for fertilization purposes (Kanani, Heidari, Gilroyed, & Pelletier, 2020). Laying hen manure is a relatively low-cost fertilizer and a source of N, phosphorous and trace elements for improving physicochemical and biological soil characteristics (Seidavi, Zaker-Esteghamati, &



Scanes, 2019). Other valorisation techniques such as anaerobic digestion, gasification, pyrolysis or hydrothermal liquefaction has been researched for laying hen manure as an alternative option to waste disposal, but their implementation at farm level is difficult due to operation and economic reasons (Kanani et al., 2020).

Nitrogen compounds in form of ammonia ( $\text{NH}_3$ ) and nitrous oxide ( $\text{N}_2\text{O}$ ) represent the major losses to the atmosphere of laying hen manure management chain (Sommer, 2013). Ammonia emission arises from the degradation of uric acid and undigested proteins, which results in the formation of ammonium-N ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ), in a complex process affected by several factors such as temperature, pH or moisture content of manure (Groot-Koerkamp, 1994). This processes occur throughout the whole laying hen manure management chain, from housing to manure storage and landspreading (Y. Wang et al., 2019). Ammonium-N can be lost into the atmosphere as  $\text{NH}_3$  by volatilisation or as  $\text{N}_2\text{O}$  after nitrification/denitrification processes (Sommer, 2013). As the organisms involved in the nitrification/denitrification processes are mainly present in the soil (Butterbach-Bahl, Baggs, Dannenmann, Kiese, & Zechmeister-Boltenstern, 2013b), the emission of  $\text{N}_2\text{O}$  takes mostly place at the landspreading stage and, to a lesser extent, in the manure storage system.

Enriched cage laying hen facilities are the most used farming system for intensive egg production in Europe (EC, 2021). In this system, manure is collected on belts situated under each tier of cages. The belts transport the manure regularly outside the building, where manure can be stored or processed before its application on croplands or pastures. Having greater control over the N life cycle in the manure management chain can contribute to the reduction of the emission of N compounds (EU, 2020b). However, questions to be answered still remain about the optimal management of laying hen manure to achieve the desired reductions. The challenge is to develop a manure management chain which is sustainable, resource efficient and technically and economically feasible. Recent meta-analysis also highlighted that an evaluation of  $\text{NH}_3$  and  $\text{N}_2\text{O}$  losses from laying hen systems under the perspective of an integrated manure management chain should be considered (Wang et al., 2019).

Several techniques have been identified to reduce N compound losses throughout the manure management chain. At housing stage, manure removal frequency (MRF) has been identified as a factor which reduces  $\text{NH}_3$  emission

(Santonja et al., 2017). Shepherd et al. (2017) reported a reduction of 30% on NH<sub>3</sub> emission between daily removal and twice per week removal for facilities with in-house drying systems. The effect was more evident for facilities without in-house pre-drying systems. Liang et al. (2005) reported an NH<sub>3</sub> emission reduction of 74% when comparing daily removal and twice per week removal. Temperature inside the facilities was also identified as a factor affecting NH<sub>3</sub> emission (Rosa, Mosquera, Arriaga, Montalvo, & Merino, 2021) and would impact on the NH<sub>3</sub> emission achieved with the different MRF strategies. However, reducing NH<sub>3</sub> losses at housing stage transfer NH<sub>3</sub> emission downstream in the absence of additional techniques. Further research is needed to identify the optimal MRF management and its impact on NH<sub>3</sub> emissions in the downstream storage stage (Timothy A Shepherd et al., 2017). External drying of the manure has been demonstrated effective as a technique that reduces the manure moisture content in 48-72 hours (Santonja et al., 2017), although the constant airflow over the manure also promotes NH<sub>3</sub> emissions for the first drying hours (Rosa et al., 2020). At storage stage, Lin et al. (2017) reported mean losses of 20% of total N (TN), lost as NH<sub>3</sub> and N<sub>2</sub>O depending on factors such as manure moisture, weather conditions and pH. The question remains unclear whether NH<sub>3</sub> emission produced during the drying process is compensated by the reduction at the storage stage, or not. At land application stage, the most effective method to reduce NH<sub>3</sub> losses is the manure incorporation in the soil. A reduction of 85% was achieved compared to surface application according to Schilke-Gartley and Sims (1993). However, the incorporation of manure could promote the formation of N<sub>2</sub>O due to nitrification/denitrification processes (Sommer, 2013). The difference of incorporation of fresh or dried laying hen manure in terms of N<sub>2</sub>O losses and the effect of rewetting pre-dried manure on NH<sub>3</sub> emission once applied are still two knowledge gaps.

The aims of the study were: (i) to evaluate the manure accumulation time on NH<sub>3</sub> emission at housing stage throughout the year, (ii) to assess the NH<sub>3</sub> and N<sub>2</sub>O losses at lab-scale from fresh and dried manure storage (iii) to assess NH<sub>3</sub> and N<sub>2</sub>O losses after fresh and dried manure land application under different soil management practices and, (iv) to analyse the manure management chain stages from an integrated N cycle approach based on cumulative NH<sub>3</sub> and N<sub>2</sub>O losses.

## 6.2. Material and methods

Two commercial laying hen facilities located in the Basque Country (northern Spain) were involved in the study. Both farms represented the typical enriched cage system, which was described in the Directive 1999/74/EC about the standards for the protection of laying hens (EC, 1999). The facilities were mechanically ventilated with negative pressure ventilation systems. Regarding manure management chain, facility 1 removed the manure twice per week by belts installed beneath the cages. Manure was, then, loaded onto a trailer and exported off the farm. In facility 2, manure was partially daily removed, 1/3 of the total belt length, and conducted to an external manure drying tunnel (MDT) annexed to the the farm. Then, it was stored and sold as organic fertilizer.

### 6.2.1 Housing stage N emission and manure removal frequency

Gases emission at housing stage corresponded to the emission derived from the facilities till the manure was removed from the building. These datasets were reported in Alberdi et al. (2016) for facility 1, and in Rosa et al. (2019) and Rosa et al. (2020) for facility 2. The monitoring periods corresponded to a complete laying hen production cycle. Facility 1 was monitored from May 2012 to September 2013 whereas facility 2 was studied from July 2015 to August 2016. Ammonia concentration was measured continuously by using an INNOVA 1412 Photoacoustic multi gas analyser (PAMGA) coupled with an INNOVA 1309 multisampler (LumaSense, Denmark). Daily average emissions from both facilities were calculated by multiplying the ventilation rate and the difference between outlet and inlet gas concentrations (VERA, 2018). Manure removal events from facility 1 were recorded during the whole study period. Daily mean NH<sub>3</sub> losses were related to time elapsed after the different removal events by means of regression analysis.

#### 6.2.1.1 Manure drying tunnel

Manure removed from facility 2 was directly transported to the annexed external MDT (model Pollo Poultry Manure Dryer, Dorset GM, The Netherlands). As a result of the drying process, a dried manure, whose dry matter (DM) content reached up to 80% after 3 days of drying process, was obtained. Ammonia concentration was measured using PAMGA equipment coupled with an INNOVA

1309 multisampler. Ammonia emission was calculated by multiplying the incoming airflow rate from facility by the concentration measured (Rosa et al., 2020). Although NH<sub>3</sub> emission was reduced to negligible levels at the end of the drying process, NH<sub>3</sub> losses occurred during the 3 days of drying process. Mean NH<sub>3</sub> emission of MDT was 209.3 mg NH<sub>3</sub> d<sup>-1</sup> hen<sup>-1</sup> (Rosa et al., 2020). This fact made MDT a net NH<sub>3</sub> emitting technology which emission in this paper was analysed together with the subsequent stages of the manure management chain.

### 6.2.2 Storage stage N emission

Two lab-scale trials were performed at NEIKER-BRTA (Derio, Spain) in order to simulate the effect of storing fresh and dried manure under different temperature ranges (17.5°C - 24.0°C). Trial 1 was carried out from February to March 2016, and trial 2 from June to July 2016. Both experiments lasted 47 days. Manure leaving the facility without undergoing the MDT (fresh manure) and manure after passing through the MDT (dried manure) were collected at facility 2. Therefore, fresh manure was accumulated 1-3 days inside the building, and dried manure was kept 1-3 days inside the building and 3 days in the MDT.

Fresh and dried manure (3 kg of fresh matter) were placed into rectangular 59 x 33 cm frames, which had previously been covered by plastic sheets. Three replicates for each treatment were used in each study. Once manure was deposited into the frames, sampling units were covered by plastic chambers (60x34x40 cm) in order to catch all N gaseous losses. A continuous fresh airflow (2 L min<sup>-1</sup>) was set by using a pumping system (MZ 2C NT, Vacuubrand, Germany) in order to simulate a ventilated manure storage system. Ammonia and N<sub>2</sub>O concentrations from each chamber were continuously monitored by using the PAMGA analyser coupled with a customized multisampler (Mungimatik S.A., Mungia, Spain). Atmospheric and manure temperatures, and ambient relative humidity were also continuously monitored during the whole experiment (Onset, HOBO U12-013, USA, accuracy ±0.35 K and ±2.5%, respectively). Total N content was analysed using an elemental analyser (LECO TruSpec® CHN-S), organic matter (OM), NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N and DM of all manure were analysed before and after the tests. Differences in parameters were processed statistically by the analysis of variance followed by Duncan's test. Significant differences were expressed at P<0.05.

### 6.2.3 Land application stage N emission

A land application trial was conducted in a cut grassland in the Basque Country (43°17'22.66"N, 2°52'17.69"O) under Oceanic climate conditions. The texture of the soil was silty loam (22% fine sand, 7% coarse sand, 46% silt, 25% clay in the top 10 cm) with a pH of 6.5. The grass was cut the day before in order to ensure good distribution of laying hen manure on the soil. A randomized complete block design with four replicates and control treatment was established. The area of each experimental plot was 2 m<sup>2</sup>. Two types of manure, collected at facility 2, were applied: fresh manure and dried manure. Table 1 shows the characteristics of both manures. In addition, two types of applications were conducted for each type of manure: surface application and manure incorporation with a rotavator at 0-30 cm depth. Manures were applied on grassland 2 hours after their collection at the farm. 200 kg N ha<sup>-1</sup> were applied for all treatments.

The trial lasted 35 days from May to July 2017. Ammonia concentration was measured using the open chamber technique (Merino et al., 2008) for 3 days after manure applications. In each plot, a PVC chamber (volume 6,750 cm<sup>3</sup>, area 314 cm<sup>2</sup>) that closed hermetically on to a frame was placed. The frames were inserted 2 cm into the soil. The internal part of the chambers were coated with a polytetrafluoroethylene film to avoid NH<sub>3</sub> adsorption by the walls (Hinz, 2005). Chambers were repositioned daily to account for the spatial variation of the grassland. A continuous fresh airflow (1 L min<sup>-1</sup>) was set by using a pumping system (MZ 2C NT, Vacuubrand, Germany). Concentrations of NH<sub>3</sub> were measured at the air inlet and outlet of the chamber using the PAMGA equipment for approximately 5 min, when the steady-state value was reached. Fluxes of NH<sub>3</sub> were calculated from the differences in concentration between the inlet and outlet air, the airflow rate through the chamber, and the surface area covered by the chamber.

**Table 6.1.** Characteristics of manures applied on the grassland.

	Fresh manure	Dried manure
<b>DM</b>	36.6	84.4
<b>OM (%DM)</b>	69.8	68.0
<b>Ash (%DM)</b>	32.2	22.0
<b>TN (%DM)</b>	6.8	6.1
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup>- N (%DM)</b>	1.4	0.3
<b>Organic N (%DM)</b>	5.4	5.8
<b>Organic C (%DM)</b>	41.8	47.8
<b>C/N ratio</b>	7.7	8.2
<b>pH (4g/100)</b>	7.0	7.2
<b>Phosphorus (%DM)</b>	2.2	1.9
<b>Potassium (%DM)</b>	3.8	2.9

Nitrous oxide was measured using the closed chamber technique as described Merino et al. (2002). Measurements were carried out at 1, 3, 6, 9, 16, 25, 31 and 35 days after manure application. In each plot, one polyvinyl chloride chamber (volume 6,750 cm<sup>3</sup>, area 314 cm<sup>2</sup>) was inserted onto a frame, which was inserted 2 cm depth into the soil. All the frames were randomly replaced in the experimental plots in order to account for the spatial variability. Chambers were incubated for 60 min. Gas samples were collected through the rubber lids placed on the top of the chambers, and introduced in vials of 20 ml. The increase of N<sub>2</sub>O concentrations within the chamber headspace was linear during the incubation period. Samples were always taken at 10:00-11:00 am. Gas samples were analysed in 48 h after their collection by gas chromatography (GC) (Agilent, 7890A) with an electron capture detector. Samples were injected into the GC by means of a headspace autosampler (Teledyne Tekmar HT3). A capillary column (Elite-Q PLOT, 30 m x 0.53 mm I.D. x 20.00 µm, PerkinElmer, USA) was used for peak separation. Standards of N<sub>2</sub>O were also stored and analysed in order to check the quality of the measurements. Emission rates were estimated as the slope of the lineal regression between the concentration and time. Cumulative N<sub>2</sub>O emission were estimated by averaging the rate of loss between two successive determinations, multiplying the average rate by the length of the period between measurements, and adding that amount to the previous cumulative total.

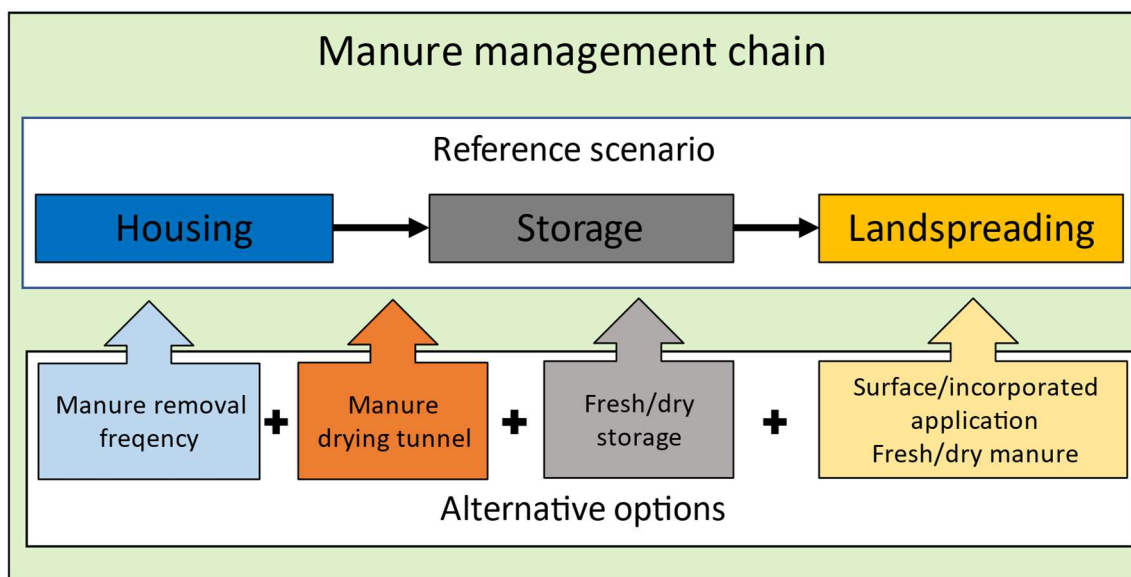
Differences in emissions were tested statistically by the analysis of variance followed by Duncan's test. Significant differences were expressed at  $P < 0.05$ .

Soil samples were collected from each plot before manure application and those days in which  $N_2O$  sampling was performed. Total N and C contents were analysed using an elemental analyser (LECO TruSpec® CHN-S). Soil DM content,  $NH_4^+$ -N, nitrate ( $NO_3^-$ -N), and pH were also analysed in all the samples. The water-filled pore space (WFPS) was calculated by considering the soil moisture at the moment of  $N_2O$ -N sampling, soil bulk density, and mineral particle density (Merino et al., 2002). Mineral particle density ( $2.65 \text{ g cm}^{-3}$ ) and bulk density ( $1.3 \text{ g cm}^{-3}$ ) were determined once, prior to the establishment of the field trial. Soil bulk density was obtained for each plot from the soil DM content of undisturbed samples collected with a metal ring of known volume. Soil temperature was monitored with two sensors buried 5 cm into the soil and air temperature with two sensors on the surface (HOBO U12 Datalogger, USA, accuracy  $\pm 0.35^\circ\text{C}$ ). Rainfall was recorded at the meteorological station of the Basque Meteorological Agency ([www.euskalmet.eus](http://www.euskalmet.eus)) located 200 m far from the experimental site.

#### **6.2.4 Manure management chain approach**

Data obtained from both facilities were used to simulate different scenarios of manure management chain from housing, storage and land application in terms of  $NH_3$  and  $N_2O$  losses. For the reference scenario, common practices described in Santonja et al. (2017) were considered in this study. It was assumed that MRF was 4 days at the farm, fresh manure was afterwards stored outdoors and manure was eventually applied on grassland surface as reference scenario. The mitigation options were set individually in the corresponding stage of the manure management chain (Figure 1). At housing stage, variations in MRF of complete removal each 3 days, 2 days and partial removal of 1/3 daily were studied. For storage stage, dried manure storage after passing throughout the MDT versus fresh manure storage was analysed. For landspreading stage, dried manure versus fresh manure in combination with surface or incorporated applications were considered. Then, mitigation options were studied in combination in order to create different mitigation scenarios of manure management chain (Figure 1). Mitigation scenarios simulated in each stage were: (i) increased MRF of 3, 2 and 1/3 daily removal, fresh storage and surface manure

application; (ii) increased MRF of 1/3 daily removal, fresh storage and manure incorporation; (iii) increased MRF of 1/3 daily removal, MDT and dried manure storage, and surface dried manure application, and (iv) increased MRF of 1/3 daily removal, MDT and dried manure storage, and dried manure incorporation. The cumulative NH<sub>3</sub> and N<sub>2</sub>O losses for each scenario were calculated by the sum of emissions from each stage, and were based on the N mass flow.



**Figure 6.1.** Scheme of stages of the laying hen manure management chain and emission mitigation options applied to the reference scenario for each stage.

We considered that mean hen population was 37,091 hens and the total amount of manure removed from facility was 713,483 kg y<sup>-1</sup> throughout the experimental period (Rosa et al., 2020). According to this manure volume, manure TN content (Table 1) and N application rate (200 kg N ha<sup>-1</sup>) at land spreading stage, 37.5 ha were used for the calculations. Removing manure at a 1/3 daily may lead to wetter manure entering storage in comparison to a 2, 3 and 4 d removal interval. This could potentially increase the NH<sub>3</sub> emissions originating from the storage (Timothy A Shepherd et al., 2017). As the measured N losses at storage were carried out using manure of a MRF of 1/3 daily, scenarios with largest MRF intervals, could overestimate N losses when adding storage emission values to the whole management chain. For these scenarios with longer MRF, a proportional part was subtracted from the storage emission according to the number of additional hours that the manure remained in the facility compared to MRF of 1/3 per day. Emissions derived from trial 1 conducted at the storage stage were chosen for this section



because the average temperature during the experimental period was similar to the average annual temperature (14.1°C) in the region (Euskalmet, 2021).

## 6.3. Results and discussion

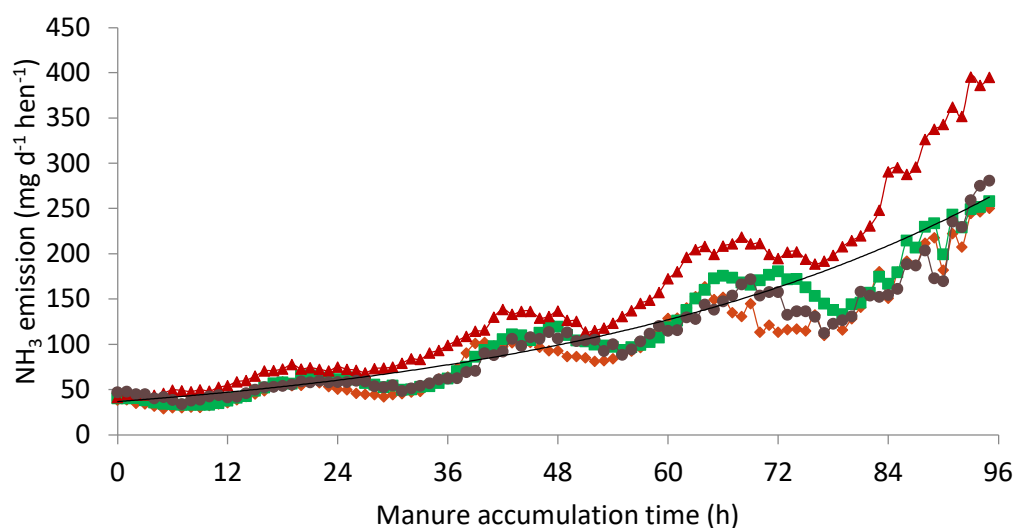
### 6.3.1 Housing stage emission and manure removal frequency

Daily mean NH<sub>3</sub> emission was 115.7 mg NH<sub>3</sub> d<sup>-1</sup> hen<sup>-1</sup> in facility 1 (Alberdi et al., 2016). Ammonia emission varied according to MRF inside the building and differed significantly between summer and the rest of the seasons (Figure 6.2). Results demonstrated that the longer time the laying hen manure remained in the house, the higher NH<sub>3</sub> emission was measured. An exponential relationship was established between NH<sub>3</sub> emission and MRF (Eq. 1).

$$\text{NH}_3 \text{ emission (mg d}^{-1} \text{ hen}^{-1}) = 36.64 e^{0.02\text{MRF (h)}} \quad (\text{R}^2=0.95) \quad (1)$$

On annual basis, NH<sub>3</sub> emission averaged 59.2, 95.7, 154.6 and 249.9 mg NH<sub>3</sub> d<sup>-1</sup> hen<sup>-1</sup> at 24, 48, 72 and 96 h, respectively. Shepherd et al. (2017) also showed an exponential relationship between NH<sub>3</sub> volatilization and MRF. The observed relationship would be related to hen's biological activity and the chemical composition of the laying hen manure. The oscillations observed every 24 hours in Figure 6.2 were probably caused by animal activity. Hens have a peak of activity in the first hours of the day, decreasing gradually until the sunset (CIGR, 2002). Ammonia emission varied according to this cycle owing to the incorporation of freshly excreted manure into the belts. To estimate the effect of MRF on NH<sub>3</sub> emission at housing stage, reduction potential was compared to 4 d of MRF. Ammonia emission reductions were 45.3%, 61.4% and 79.2% for MRF of 3, 2 and 1 days, respectively. Daily mean NH<sub>3</sub> emission was 93.8 mg NH<sub>3</sub> d<sup>-1</sup> hen<sup>-1</sup> in facility 2. According to Eq. (1), NH<sub>3</sub> emission corresponded to MRF of 47 h. Manure removal frequency of 1/3 daily carried out in facility 2 was equivalent to a reduction of NH<sub>3</sub> emission of 68.3%. Other authors also reported similar reductions in this type of housing systems. Liang et al. (2005) reported a reduction of 74% in terms of NH<sub>3</sub> losses between EC facilities with MRF of 4 days and 1 day. Santonja et al. (2017) also reported a reduction of 76% in NH<sub>3</sub> emission after modifying the manure removal strategy from a weekly basis to a daily removal frequency.

With regard to chemical composition, the concentration of N-uric acid in freshly excreted laying hen manure is around 70% of TN while N-urea accounts for 3% of TN (Groot-Koerkamp, 1994). The decomposition of uric acid to urea is a slower process than the hydrolysis of urea to  $\text{NH}_4^+$  (Nahm, 2003). Therefore, in the absence of high initial urea concentrations, the ammonification process would be slowed down. The continuous addition of new manure to the belts, which helps to maintain the moisture content, would also have favoured the exponential increase in  $\text{NH}_3$  emission. Bittman et al. (2014) reported that the combined action of moisture content and exposure of the manure to the air on the belts caused an increased volatilisation of  $\text{NH}_3$ . The variation observed between summer and the rest of season (Figure 6.2) could be explained by daily outside temperature, which was identified as a key factor in this housing system (Rosa et al., 2021). Daily mean temperature ranged from 18.0°C to 25.4°C at facility 1 throughout the year. When inside temperature was above 25°C, the cooling refrigeration system was activated (Alberdi et al., 2016). This event mostly occurred in summer, and the mixture of elevated temperatures and humidity may have contributed to the observed  $\text{NH}_3$  emission during this period.

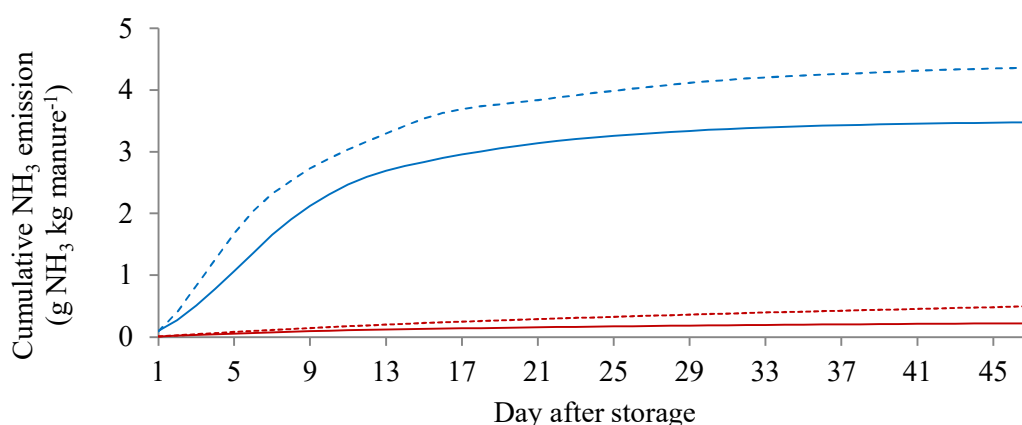


**Figure 6.2.** Relationship between  $\text{NH}_3$  emission ( $\text{mg NH}_3 \text{ d}^{-1} \text{ hen}^{-1}$ ) and manure accumulation time (h). winter (-♦-), spring (-■-), summer (-▲-) and autumn (-●-). Exponential regression was constructed with mean values of all seasons.

### 6.3.2 Storage stage emission

Ammonia emission differed significantly between fresh and dried manure treatments at storage stage (Figure 3). Results demonstrated that the contribution of stored dry manure to  $\text{NH}_3$  losses is sharply limited. In the first trial, cumulated  $\text{NH}_3$  losses were 3.4 and 0.2  $\text{g NH}_3 \text{ kg manure}^{-1}$  for fresh and dried manure, respectively. In the second trial, the total amounts of volatilised  $\text{NH}_3$  were 4.3 and 0.4  $\text{g NH}_3 \text{ kg manure}^{-1}$ , respectively. Differences in  $\text{NH}_3$  emission between trials from fresh manure were attributed to differences in the storage temperature. Average air temperatures inside the laboratory were  $17.5 \pm 2.7^\circ\text{C}$  and  $24.0 \pm 5.7^\circ\text{C}$  in the first and second trials, respectively. Reductions of 93.6% and 88.6% were observed in accumulated  $\text{NH}_3$  emission between fresh and dried treatments in trial 1 and 2, respectively. More than 90% of the recorded emission occurred in the first 20 days of the trial in both cases (Figure 6.3).

Nitrous oxide emissions were close to the detection limit of the analyser, and no differences were detected between treatments and inlet air concentrations ( $P > 0.05$ ). Therefore, the  $\text{N}_2\text{O}$  emissions under the experimental conditions were negligible. Naylor et al. (2016) also reported that  $\text{N}_2\text{O}$  emissions in uncovered storage and covered storage were below detection limits. These results suggested that without contact with soil microorganisms, nitrification/denitrification processes were not favoured (Bremner, 1997).



**Figure 6.3.** Cumulative  $\text{NH}_3$  emission per treatment over the 47 days of experiment. Trial 1: fresh manure (—) and dried manure (—), trial 2: fresh manure (---) and dried manure (---).

According to these data, on average, 0.194 and 0.007 kg N per kg of TN were emitted from stored fresh and dried manure, respectively. Similar N losses of 20.8% were reported in a storage room of a commercial EC laying hen facility where fresh manure was continuously loaded and stored (Lin et al., 2017). Shepherd et al. (2015) reported N emission of 0.11 g N d<sup>-1</sup> hen<sup>-1</sup> in a continuous monitoring study of fresh manure storage. Average N emissions in our study were 0.21 and 0.02 g N d<sup>-1</sup> hen<sup>-1</sup> from stored fresh and dried manures, respectively. Among other factors, the difference between studies could be related to the DM content of the initial fresh manure, which was higher (54.4%) than our study (34.0%). This fact evidenced the inverse relation between NH<sub>3</sub> emission and moisture content as previously reported by Rosa et al. (2020).

Regarding chemical characteristics of both types of manure at the beginning and at the end of the experimental tests, fresh manure showed significant differences in DM, OM, TN and NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N (Table 6.2). Dried manure showed significant differences in DM, while the rest of parameters were not significantly affected after the experimental period (Table 6.2). After 47 days of storage, fresh manure DM content reached the DM content of dried manure in day 1 (Table 6.2). However, it reduced significantly OM content and TN content. Drying process in the MDT lasted 3 days, and the difference in time of drying process would have affected the measured parameters. Organic matter was reduced by 12.8% and 18.6% in trial 1 and 2, respectively, in the fresh manure treatment. It decreased by 4.5% and 4.7% in dried manure after both experiments. Although at the beginning of the experiment the TN content of fresh manure was similar than the dried manure, lost N represented 45.8% and 41.9% of TN in trial 1 and 2, respectively. The TN loss in the dried manure accounted for 1.8% and 5.6% of the initial N content in both experiments, respectively. Ammonium-N content was significantly higher in fresh manure at day 1 comparing to day 47 (Table 6.2). Ammonia volatilization was responsible of these differences as observed in Figure 6.3. Wet moisture conditions were responsible for warranting good humidity requirements for the microbial decomposition of organic N in the manure (Groot-Koerkamp, 1994). According to the results, dried manure maintained a higher fertiliser value after the whole storage period. Although the differences observed in fresh manure for all parameters measured between the two

experiments on day 47 were not significant, the temperature would be affecting the loss of OM and TN, producing higher losses at higher temperatures.

**Table 6.2.** Manure characteristics (average  $\pm$  SD) before and after the two experimental tests. Different letters within each column indicate significant different values ( $P < 0.05$ ).

Trial	Type of manure	Storage time (d)	DM (%)	OM (% DM)	TN (% DM)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N (% DM)
1	Fresh	1	31.3 $\pm$ 0.1 <sup>a</sup>	63.3 $\pm$ 4.4 <sup>a</sup>	5.9 $\pm$ 0.3 <sup>a</sup>	0.7 $\pm$ 0.0 <sup>a</sup>
		47	82.1 $\pm$ 7.6 <sup>b</sup>	55.2 $\pm$ 3.7 <sup>b</sup>	3.2 $\pm$ 0.2 <sup>b</sup>	0.3 $\pm$ 0.1 <sup>b</sup>
	Dried	1	81.9 $\pm$ 0.1 <sup>b</sup>	64.7 $\pm$ 6.1 <sup>a</sup>	5.6 $\pm$ 0.4 <sup>a</sup>	0.4 $\pm$ 0.1 <sup>b</sup>
		47	90.4 $\pm$ 0.1 <sup>c</sup>	61.8 $\pm$ 1.4 <sup>a</sup>	5.5 $\pm$ 0.1 <sup>a</sup>	0.3 $\pm$ 0.1 <sup>b</sup>
2	Fresh	1	36.8 $\pm$ 1.3 <sup>a</sup>	66.5 $\pm$ 12.5 <sup>ab</sup>	6.2 $\pm$ 1.4 <sup>a</sup>	0.9 $\pm$ 0.2 <sup>a</sup>
		47	86.9 $\pm$ 0.9 <sup>b</sup>	54.1 $\pm$ 0.9 <sup>b</sup>	3.6 $\pm$ 0.3 <sup>b</sup>	0.3 $\pm$ 0.0 <sup>b</sup>
	Dried	1	83 $\pm$ 0.4 <sup>b</sup>	63.0 $\pm$ 2.6 <sup>a</sup>	5.3 $\pm$ 0.3 <sup>a</sup>	0.4 $\pm$ 0.2 <sup>b</sup>
		47	90.2 $\pm$ 0.2 <sup>c</sup>	60.0 $\pm$ 1.1 <sup>a</sup>	5.0 $\pm$ 0.4 <sup>a</sup>	0.2 $\pm$ 0.1 <sup>b</sup>

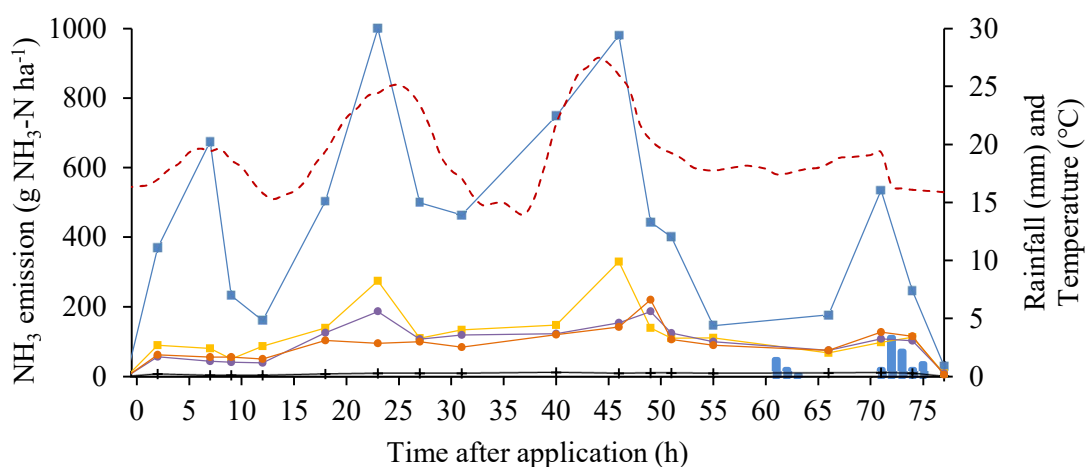
### 6.3.3 Land application stage emission

#### 6.3.3.1 Ammonia losses

As Figure 6.4 shows, the largest mean NH<sub>3</sub> emission rate corresponded to fresh manure surface spreading treatment, with, on average, lost 447.4 g NH<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> after 75 h of experiment. Incorporated fresh manure, dried manure surface spreading and dried manure incorporated into the soil averaged 122.8, 99.9 and 94.4 g NH<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup>, respectively. More than 50% of NH<sub>3</sub> losses in fresh manure treatments occurred in the first 32 hours after the application. On the contrary, approximately a delay of 24 h was observed in dried manure treatments between the application moment and the beginning of NH<sub>3</sub> volatilisation. Low moisture content of manure inhibits the degradation of uric acid and undigested proteins (Groot-Koerkamp, 1994), which would have contributed to a slower N mineralisation process in dried manure treatments. Dried manure would have been rewetted by exposure to the initial soil moisture (26.4%) and ambient relative humidity (85%). Therefore, the uric acid mineralisation process would have been activated, leading to the observed NH<sub>3</sub>

emissions 20 hours after manure application. Ammonia emission varied according to air temperature, the type of applied manure and the management practice used at land application stage (Figure 4). Air temperature ranged from 14.1°C to 27.5°C during NH<sub>3</sub> measurement period. It was observed a relationship between NH<sub>3</sub> emission and the oscillation of air temperature during the day. Ammonia emission was sharply promoted in the hottest moment of the day when fresh manure was spread on grassland soil (Figure 4). Emission peaks varied between lowest and highest temperature moments from 160.8 to 999.3 g NH<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> reached in the first day and from 464.1 to 979.6 g NH<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> in the second day. Lower emission peaks were observed for surface applied dried treatment, which varied from 49.7 to 187.0 g NH<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> in day 1 and from 118.5 to 105.8 g NH<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> in day 2.

Ammonia emissions from both types of manure were significantly different when they applied on grassland soil (Figure 6.4). Spreading dried manure on grassland surface reduced 77.6% NH<sub>3</sub> losses in relation to the emission level reached by fresh manure surface spreading treatment after 75 h of experiment. Cumulative NH<sub>3</sub> emissions were 34.8 and 9.7 kg NH<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> for fresh and dried manure, respectively. It was equivalent to 17.3% and 4.8% of TN applied. In the case of the incorporated laying hen manure compared to fresh manure surface spreading treatment, a reduction of 78.9% in NH<sub>3</sub> losses was achieved. Cumulative NH<sub>3</sub> emissions were 7.8 and 7.1 kg NH<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> for incorporated fresh and dried manure, respectively. It was equivalent to 3.9% and 3.5% of TN.



**Figure 6.4.** Ammonia emission rates, rainfall and air temperature during the research period. (+) control, (-■-) fresh manure applied in surface, (-■-) fresh manure incorporated,

(-●-) dried manure applied in surface, and (-●-) dried manure incorporated. Dotted line represents air temperature (---) and vertical bars represent rainfall (|).

Comparing to bibliography, NH<sub>3</sub> losses for surface application of fresh laying hen manure were similar than those reported by Miola et al. (2014), which reported losses around 22.3% of TN. In the case of surface application of dried manure, these authors reported values around 5% of TN, which were in concordance with our values. Sharpe et al. (2004) also reported values between 4-24% of TN for fresh laying hen manure application. Differences observed between studies are influenced by methodological measurement approaches and other factors such as the duration of previous storage (Miola et al., 2014), soil moisture conditions and rainfall events (Sharpe et al., 2004), or the type of predominant vegetation (Marshall et al., 1998).

Incorporation of laying hen manure into the soil has already been identified as a technique to reduce NH<sub>3</sub> emissions (Moore et al., 2011). However, incorporating dried manure did not lead to a significant reduction compared to incorporating fresh manure. In contrast to the storage stage, in which dried laying hen manure did not show NH<sub>3</sub> peaks over time, multiple NH<sub>3</sub> volatilisation events were observed in land application stage. This would be caused by the above-mentioned rewetting effect of the laying hen manure with soil moisture. This effect was slightly higher in surface-applied manure than in incorporated manure, according to the peaks observed at 24 and 48 h after application. Ammonia emission decreased in all treatments when rainfall events occurred at the end of the experimental period. This was related to the fact that water can transport available soluble N to deeper soil layers (Sharpe et al., 2004).

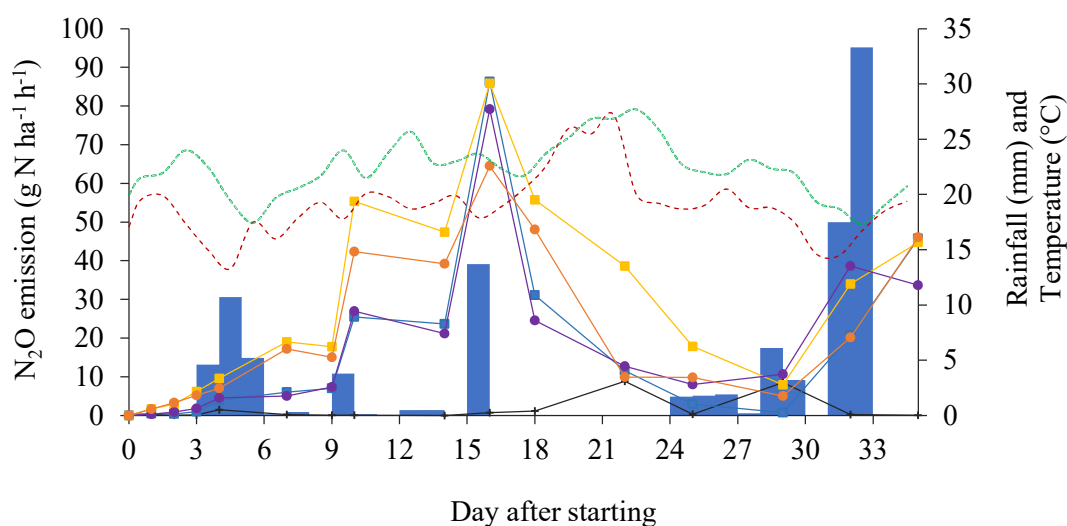
#### *6.3.3.2 Nitrous oxide losses*

As Figure 6.5 shows, N<sub>2</sub>O emissions varied according to type of applied manure and management practice used at land application stage. The largest mean N<sub>2</sub>O emission rate throughout the experimental period corresponded to the fresh laying hen manure incorporated into the soil, which, on average, lost 29.6 g N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>. Dried manure incorporated into the grassland soil, dried manure surface spreading and fresh manure surface spreading averaged 22.3 g N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, 18.4 g N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> and 17.8 g N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, respectively (Figure 6.5). Nitrous oxide emissions followed similar trends in all treatments. At the beginning of the

experiment the emissions were similar to the control treatment. They increased afterwards during 2 weeks after manure application, with a higher growth in both incorporated manure treatments (Figure 6.5).

Nitrous oxide emission peaked 16 days after manure application in all the treatments (64.5 – 85.8 g N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>). Afterwards, N<sub>2</sub>O emissions decreased until day 29 of the experiment, reaching minimum levels similar to the initial values. A secondary N<sub>2</sub>O emission peak was observed at day 35 for all treatments (33.7 – 46.1 g N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>). Nitrous oxide losses were above 90 g N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> in all cases. During the trial, several rainfall events were recorded, as it is shown in Figure 5. The accumulated rainfall was 105.4 mm, with a daily maximum of 33.1 mm collected on day 33 of the trial.

Cumulative N<sub>2</sub>O emissions for incorporated treatments were 1.1 and 0.8 kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> for fresh and dried manure, respectively. It was equivalent to 0.6% and 0.3% of TN. In the case of the surface applied treatments, cumulative N<sub>2</sub>O emissions were 0.6 and 0.7 kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> for fresh and dried manure, respectively. It was equivalent to 0.9% and 1.0% of TN.



**Figure 6.5.** Nitrous oxide emission rates, rainfall and air temperature during the research period. (+) control, (-■-) fresh manure applied in surface, (-■-) fresh manure incorporated, (-●-) dried manure applied in surface, and (-●-) dried manure incorporated. Dotted line represents air temperature (---), soil temperature (---) and vertical bars represent rainfall (|).

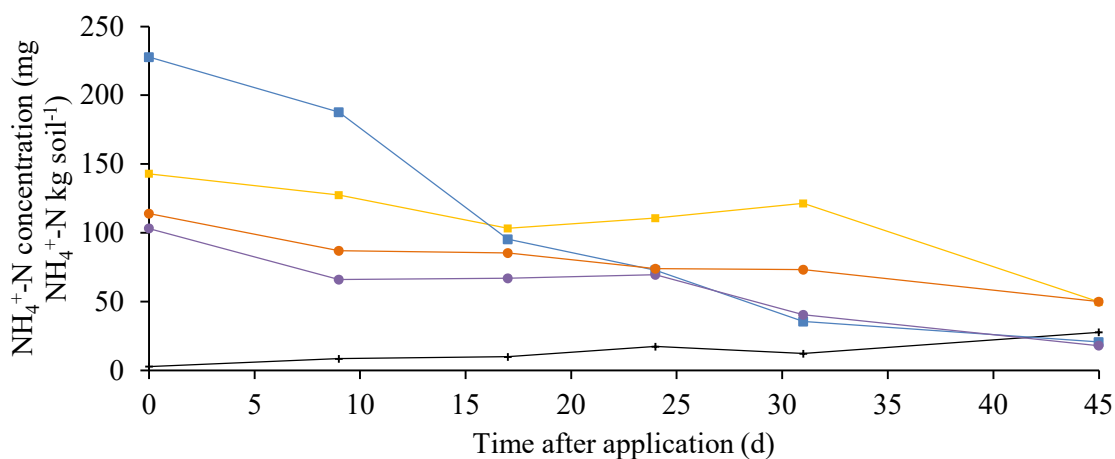


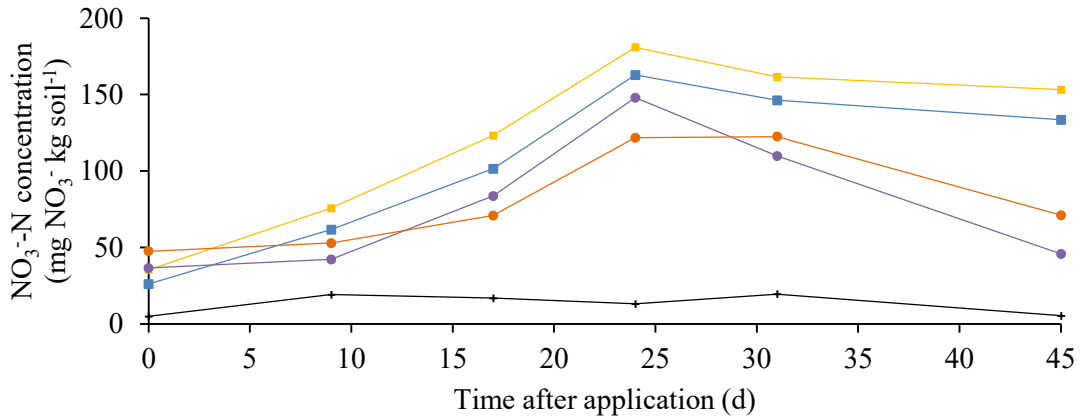
Incorporated fresh manure treatment had on average 45.4% more N<sub>2</sub>O losses than surface-applied fresh manure treatment. This was explained by the fact that practices such as incorporation that would reduce NH<sub>3</sub> emissions, enhance N<sub>2</sub>O emissions due to the increase N availability and anoxic conditions favourable to N<sub>2</sub>O producing soil microorganisms by denitrification (Thorman, Chadwick, Harrison, Boyles, & Matthews, 2007). Incorporated fresh manure also showed 12.5% higher N<sub>2</sub>O emission than incorporated dried manure. Although the amount of TN applied was equivalent in both cases, the ratio of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N to TN differed between the two types of manures (Table 1). Ammonium-N represented 20.5% of TN in fresh manure while it accounted for 4.9% of TN in dried manure. As the environment was not favourable for NH<sub>3</sub> emission due to incorporation into the soil (Velthof, Kuikman, & Oenema, 2003), there would be more NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N concentration in those plots amended with fresh manure, which would lead nitrification/denitrification processes. There were no significant differences on N<sub>2</sub>O emission between dried and fresh manure when they were applied in the surface.

The production of N<sub>2</sub>O is regulated by factors such as the soil moisture and temperature, concentration of available NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N and NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N, pH, manure/soil OM quality, root/microbial respiration or soil texture (Butterbach-Bahl et al., 2013b; Chapin et al., 2012). Nonetheless, Kitzler et al. (2006) stated that soil moisture and temperature would explain an estimated 95% of the observed changes in soil N<sub>2</sub>O emissions through time, representing the main factors influencing nitrification/denitrification processes. Soil moisture regulates the oxygen availability to soil microbes and it is related with water-filled pore space (WFPS), having their optimum in the range of 50–70% WFPS, depending on soil type (Davidson, Keller, Erickson, Verchot, & Veldkamp, 2000). Both soil managements ranged between 40–50% WFPS during the experimental period, except on day 18, which reached values over 60% WFPS. These values were suitable for nitrification (Firestone & Davidson, 1989), although denitrification process could also be occurring simultaneously (Granli & Bockman, 1994). The maximum N<sub>2</sub>O emission peak occurred on day 16 was observed when soil WFPS was 65% after 13.7 mm rainfalls had been recorded the day before. This peak would be related to the greater net contribution of the denitrification process to N<sub>2</sub>O emission than nitrification. Air temperature varied between 10.5°C and 36.8°C while soil temperature ranged from 13.9°C to 36.7°C

during the period of study. Soil temperature range was not a limiting factor for nitrification/denitrification processes as the optimal temperature for these processes ranges between 25-35°C (Delin, 2011). Soil C/N ratio ranged between 6.2 and 16.1 throughout the experimental period. These values favoured N mineralization process according to Nahm (2003).

Regarding  $\text{NH}_4^+$ -N soil content evolution, fresh manure treatments started with higher  $\text{NH}_4^+$ -N content, with 227.8 and 142.9 mg  $\text{NH}_4^+$  kg soil<sup>-1</sup> for surface and incorporated manure, respectively (Figure 6.6). Dried manures showed concentrations of 113.9 and 103.1 mg  $\text{NH}_4^+$  kg soil<sup>-1</sup>, for incorporated and surface applied manures, respectively (Figure 6.6). Ammonium-N content decreased throughout the experimental period in all the treatments. Surface applied fresh manure treatment had the largest decrease (92.5%), followed by surface applied dried manure (82.5%), incorporated fresh manure (81.1%) and incorporated dried manure (76.3%), respectively. The  $\text{NH}_4^+$ -N decrease observed in fresh manure surface applied treatment would be partially explained by the nitrification (Figure 6.5) and the observed  $\text{NH}_3$  volatilisation (Figure 6.4).





**Figure 6.6.** NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N and NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N soil concentrations during the research period. (+) control, (-■-) fresh manure applied in surface, (-■-) fresh manure incorporated, (-●-) dried manure applied in surface, and (-●-) dried manure incorporated.

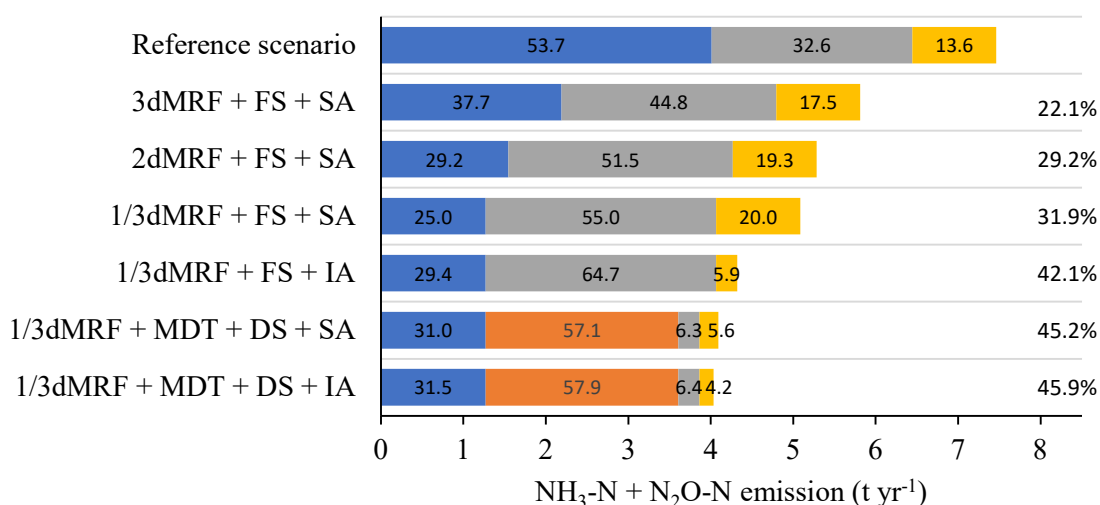
An increase in soil NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N content was observed in all treatments in proportion to the decrease in NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N (Figure 6.6). The maximum soil NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N concentrations were recorded in day 24 after manure applications. Mean NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N concentrations were 172.0 and 134.9 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N kg soil<sup>-1</sup>, for the fresh and dried manure treatments, respectively, in that moment. The increase in soil NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N observed until day 24 (Figure 6.6) due to the nitrification activity would be favoured by the WFPS below 60% observed during the study (Firestone & Davidson, 1989). The fresh manure treatments maintained similar NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N levels until day 45 while the dried manure treatments decreased their NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N content by 56.5%. The observed NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N decreases from day 24 onwards would be partly explained by the N<sub>2</sub>O emission rate.

### 6.3.4 Manure management chain

The sum of N emissions in terms of NH<sub>3</sub> and N<sub>2</sub>O emissions under different scenarios across the manure management chain is plotted in Figure 6.7. The major contribution to N losses was due to NH<sub>3</sub>, with N<sub>2</sub>O only significant at landspreading stage, as discussed in sections 3.2 and 3.3.2. Total N emission for the reference scenario accounted for 7.5 t N yr<sup>-1</sup>. According to the hen population considered in the simulation, reference scenario emission was equivalent to 55.9 kg N AU<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>. Wang et al. (2019), who did not take into account N<sub>2</sub>O losses in their study, reported 53.5 kg NH<sub>3</sub>-N AU<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> for a similar farm management to our reference scenario.

Scenarios with increased MRF decreased N emissions compared to the reference scenario (Figure 6.7). Total N losses were 5.8, 5.3 and 5.1 t N yr<sup>-1</sup> for scenarios with MRF of 3 d, 2 d and 1/3 daily, respectively. The scenario envisaging the manure incorporation instead of surface application on grassland with 1/3 MRF and fresh storage achieved 4.3 t N yr<sup>-1</sup>. It resulted in a 15.7 % reduction in N emission in the whole manure chain.

On manure-belt housing systems with external MDT, the usual removal frequency is moving everyday 1/3 of the total belt length due to the practical requirements of the drying system. There were significant differences in N losses between scenarios with the storage of fresh versus dried laying hen manure (Figure 6.7). Fresh manure storage accounted for 2.8 t N yr<sup>-1</sup> and dried manure storage 0.25 t N yr<sup>-1</sup>. However, MDT technology is a net emission source (2.3 t N yr<sup>-1</sup>) which is a mandatory step to obtain dried manure (Rosa et al., 2020). Therefore, N losses associated to dried manure storage phase would result in 2.6 t N yr<sup>-1</sup>. According to these estimates, N losses for the MDT and surface application scenario were 4.1 t N yr<sup>-1</sup> and for the MDT and incorporated application scenario were 4.0 t N yr<sup>-1</sup>. Comparing scenarios of 1/3 MRF without drying process to 1/3 MRF with drying process, MDT abated N losses by 19.5% when manure was surface applied, and 6.7% when manure was incorporated. Manures applied to land were taken directly from facility 2 without a storage period. This fact would increase uncertainty to the obtained relative impact of MDT on the whole manure management chain as fresh manure N emission at land application stage would be partially overestimated.



**Figure 6.7.** Manure management N losses ( $\text{NH}_3\text{-N} + \text{N}_2\text{O-N}$ ) under reference and mitigation scenarios. The stages of the management chain are represented by housing (■), storage (■), land application (■) and manure drying process (■). The numbers above the bars indicate the percentage of emission that the stage contributes to the total management chain emission for each scenario. The percentages on the right represent the N emission mitigation capacity of each scenario with respect to the reference scenario. MRF= Manure removal frequency, FS= Fresh storage, DS= Dried storage. MDT= Manure drying tunnel. SA= Surface application, IA= Incorporated application.

When N losses were studied at the different stages of the manure management chain in reference scenario, housing, storage and land application stages represented 53.7%, 32.6% and 13.6%, respectively, of the total emission. For 1/3 daily MRF scenario, ratios changed to 24.8%, 55.1% and 20.1% (Figure 6.7). The lower relative losses in storage and land application stages compared to housing stage in reference scenario were due to the fact that chemical reactions in the manure start immediately after excretion, transforming uric acid into  $\text{NH}_3$  by reactions that are enhanced by temperature, manure moisture content and high ventilation rates (Rosa et al., 2020; Santonja et al., 2017). The 4 days of permanence of the manure in the housing stage resulted in more cumulated  $\text{NH}_3$  losses compared to shorter MRFs. The scenarios which included MDT reduced the relative contribution of the land application stage to values around 5%.

Considering all the mitigation options at each stage of the manure chain, significant N emission reductions were achieved compared to the reference scenario (Figure 6.7). The mitigation option of increasing the MRF from 4 days to 1/3 daily reduced N emissions by 31.9% in the total manure chain. In addition, if manure incorporation option was applied at landspreading, 42.1% of N emission would be avoided. The treatment of manure in the MDT had an impact on the whole manure management chain. According to the simulated scenarios, around 45% of N emission would be reduced compared to the reference scenario. The effect of incorporating dried manure was not as important as the effect when fresh manure was applied.

## 6.4. Conclusions

This study provided an evaluation of  $\text{NH}_3$  and  $\text{N}_2\text{O}$  losses across the laying hen manure management chain in order to meet the future needs of an expanding egg

demand without compromising the environmental standards. The potential of different mitigation practices must be assessed individually, but as a component of the entire manure management chain in order to identify the preferred strategies to reduce the global N losses.

Manure removal frequency at housing stage had a major role in relation to the abatement of  $\text{NH}_3$  losses. An exponential relationship was established among the removal frequency and the subsequent  $\text{NH}_3$  emission. Increasing MRF from every 4 days to daily manure removal of 1/3 of total belt length,  $\text{NH}_3$  losses would be reduced by 68.3% at laying hen facilities. At storage stage, dried manure storage is a promising strategy to reduce N losses compared to fresh manure storage. At land application stage, N emission from manure was mitigated by the surface application of dried manure (77.6%) and by the incorporation of fresh manure (78.9%). Although the incorporation promoted  $\text{N}_2\text{O}$  emission, the avoided emission in terms of  $\text{NH}_3$ , resulted in a lower N losses. The mitigation potential of incorporating dried manure is limited compared to surface application.

In the whole manure management chain, MDT achieved a reduction around 20% in N losses comparing to no drying strategy. The combination of removal frequency of 1/3 daily, dry storage after passing through the MDT and incorporated land application would reduce N losses by 46.1% compared to the reference scenario. The results of our study have important implications for developing sustainable laying hen production systems from an integrated approach of N losses mitigation. The mitigation of N gas losses to the atmosphere along the whole manure management chain contributes to the valorisation of the laying hen manure under the principle of circular economy and sustainability of agricultural systems.



## Capítulo 7:

Discusión general





## 7.1 Discusión general

### 7.1.1 Antecedentes

Tal y como se ha expuesto en el apartado Introducción de la presente Tesis Doctoral, la producción avícola de puesta contribuye a generar alimento a nivel mundial (FAO, 2015b). A medida que la población mundial se acerca a los 9.700 millones de personas pronosticados para 2050 (UN, 2019), se espera que la demanda de huevos aumente en un 40% en el mismo periodo (FAO, 2018). Mientras tanto, se están haciendo esfuerzos para conjugar las políticas de mitigación de los efectos ambientales y economía circular, con el mantenimiento de un negocio socialmente aceptado y económicamente viable (EC, 2019; EU, 2020b; Mak, Xiong, Tsang, Yu, & Poon, 2020b).

Si hablamos de sostenibilidad, debemos hacerlo en términos sociales, económicos y ambientales. En términos socioeconómicos, el sector avícola de puesta tiene un impacto beneficioso directo sobre la salud de las personas al proveerlas de proteína de alta calidad (FAO, 2015b), contribuye al empleo en zonas rurales actuando de agente vertebrador del territorio (FER, 2020) y, como lo atestiguan sus cifras de negocio, contribuye con sus exportaciones a la balanza comercial nacional (MAPA, 2020b), convirtiéndolo así en un sector estratégico. En términos ambientales, debemos contextualizar la contribución del sector agroganadero en general y, de la avicultura de puesta en particular, al cambio climático. Las tres principales fuentes de GEI a nivel nacional son: el transporte (26,9%), la industria (24,3%) y la generación eléctrica (13,7%), sumando el 64,9% del total de GEI a nivel nacional (MTERD, 2021b). El sector agroganadero representa el 12,0% de las emisiones totales de GEI (65% ganadería y 35% agricultura). A la vista de estos datos, debiéramos relativizar el papel de la ganadería en el cambio climático, ya que solo aporta el 7,8% del total del inventario y se están haciendo esfuerzos para reducir

paulatinamente sus emisiones (EU, 2020b). Si además tenemos en cuenta que dentro del 7,8% que aporta la ganadería al total, el principal factor es la fermentación entérica (68%), que en aves es despreciable, la contribución del sector avícola de puesta al cambio climático es limitada. Mayor preocupación concierne a los efectos ambientales derivados de la emisión de  $\text{NH}_3$  en el sector agroganadero, siendo responsable del 96% del total de emisiones (MTERD, 2021d). Desde 2013 se observa un aumento de la emisión total de  $\text{NH}_3$  en el inventario nacional, vinculado principalmente al aumento de la cabaña ganadera y un repunte en el uso de fertilizantes tanto orgánicos como inorgánicos. En concreto, la actividad de la avicultura de puesta representa el 1,4% del total de emisiones de  $\text{NH}_3$ , siendo la gestión de las deyecciones la causante de las mismas (MTERD, 2021d). Aunque se trata de una pequeña proporción de las emisiones totales de  $\text{NH}_3$  a nivel nacional, los impactos ecológicos en el entorno de las explotaciones de gallinas ponedoras pueden ser sustanciales (Kelleghan, Hayes, Everard, & Curran, 2021). Por tanto, la gestión óptima de la gallinaza es la vía para reducir los niveles de  $\text{NH}_3$  volatilizado y sus impactos. La aplicación como fertilizante orgánico es el principal destino final de la gallinaza (Kanani et al., 2020). Mediante técnicas como el túnel de secado, se puede obtener un producto interesante para el aprovechamiento agrícola más fácil de manejar (Dorset, 2020) y con una alta concentración de N fácilmente asimilable por el cultivo (Aranguren, 2021). La fertilización mineral es otra fuente de emisión de  $\text{NH}_3$ , concretamente el 16% del total de emisiones nacionales derivadas de la agricultura (MTERD, 2021d), por lo que, la valorización de la gallinaza seca como fertilizante, podría sustituir a la aplicación de fertilizante inorgánico, y por consiguiente reducir las emisiones derivadas de la fertilización mineral.

Siendo conscientes de que España incumple sus objetivos de emisión de  $\text{NH}_3$  establecidos en la Directiva 2001/81/CE, las prácticas y manejos del sector deben contribuir al cumplimiento del mismo. El sector avícola de puesta es consciente de los retos ambientales que afronta y se está trabajando para conseguir un modelo de producción más sostenible, circular y neutra en emisiones desarrollando nuevas técnicas de producción con un menor impacto ambiental (Santonja et al., 2017). Trabajos como la presente Tesis Doctoral donde se investigan las emisiones de  $\text{NH}_3$  de las explotaciones avícolas intensivas y las MTD aporta conocimiento para lograr los objetivos de sostenibilidad.

### 7.1.2 Hacia la mitigación de las emisiones de NH<sub>3</sub> en el sector avícola de puesta intensivo

Los consumidores europeos llevan tiempo exigiendo alimentos de alta calidad y sostenibles ambientalmente (EU, 2020b; González-García, Green, Scheelbeek, Harris, & Dangour, 2020). El sector de la avicultura de puesta intensiva ha estado sujeto en la última década a cambios de calado en su forma de producción actual, como consecuencia de la implantación de la legislación europea en materia de bienestar animal, seguridad alimentaria y medio ambiente (EC, 1999), y las nuevas formas de consumir de la sociedad. El sector se enfrenta a las exigencias, en ocasiones aparentemente contradictorias, de la necesidad de aumentar la producción de huevos junto con el reto de producir huevos de alta calidad que se satisfagan las expectativas de los consumidores sobre el bienestar de las gallinas, se cumpla la normativa medioambiental vigente, y se maximice la rentabilidad (Darnhofer, Lamine, Strauss, & Navarrete, 2016; Freeman, Poore, Middleton, & Ferket, 2009). Debido a la amplia diversidad de sistemas productivos y manejos en las explotaciones avícolas de puesta, resulta complicado encontrar una única solución efectiva para mitigar los impactos ambientales (David, Mejdell, Michel, Lund, & Moe, 2015; Leinonen et al., 2012; Pelletier, 2017; Santonja et al., 2017).

El estudio de las emisiones gaseosas de N de toda la cadena de manejo de la producción avícola de puesta contribuye a cumplir con las exigencias que se plantean al sector. Para reducir las emisiones de NH<sub>3</sub> y cumplir con los objetivos marcados, se debe conocer de la forma más rigurosa y exacta posible qué se emite, en qué cantidad, qué factores afectan a dicha emisión, y en que parte de la cadena productiva se producen las pérdidas a la atmósfera.

La emisión europea de NH<sub>3</sub> de las explotaciones de gallinas intensivas convencionales se calcula en 12 g NH<sub>3</sub> kg<sup>-1</sup> huevo. Como ya hemos visto anteriormente, el rango del FE de emisión de NH<sub>3</sub> es entre 0,01 y 0,15 kg NH<sub>3</sub> gallina<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Si asumimos, acorde a las guía de producción de la raza de gallinas *Lohmann Brown* utilizadas en el presente trabajo, que una gallina en su primer año de producción, pone 205 huevos con un peso medio durante ese periodo de 53,5 g (Lohmann Tierzucht, 2017), el rango de producción de NH<sub>3</sub> sería 0,91 – 13,66 g NH<sub>3</sub>

kg<sup>-1</sup> huevo. Estos valores nos dan una idea del margen de mejora que existe en las explotaciones intensivas de puesta.

Son pocos los estudios que reportan el impacto de la emisión de NH<sub>3</sub> en el medio en los diferentes sistemas de producción (convencional, en suelo, campero y ecológico). Estos impactos son reportados en forma de impacto potencial de eutrofización (PE) e impacto potencial de acidificación (PA). (Leinonen et al., 2012) reportó de menor a mayor impacto de la emisión de NH<sub>3</sub>, tanto para PE como PA, los sistemas productivos convencional, en suelo, campero y ecológico en los sistemas productivos de Reino Unido. El AP fue especialmente alto en el sistema de producción ecológico debido al manejo de las deyecciones en este sistema y la mayor producción de gallinaza por kg de huevo producido. Por el contrario, (Pelletier, 2017) mostró la tendencia inversa, siendo menor el PE y PA para los sistemas ecológicos que el campero, en suelo y el convencional. Los estudios de comparación de diferentes sistemas están sujetos a cierta incertidumbre ya que no siempre se puede equiparar los manejos de las deyecciones ni los límites de los sistemas. En cualquier caso, estos datos parecen indicar que los impactos de la emisión de NH<sub>3</sub> depende más del manejo que haga cada explotación individual que del sistema de alojamiento.

Acorde a la edición de 2021 del reporte del Inventario Nacional de Contaminantes Atmosféricos del MTERD, la emisión total de NH<sub>3</sub> en España fue de 471,3 kt NH<sub>3</sub> (MTERD, 2021d). Según la Directiva 2001/81/CE de Techos Nacionales de Emisión, el límite máximo de emisión estaba fijado en 353 kt NH<sub>3</sub>, lo que supone un 33,5% más que el límite establecido (EC, 2001). Del total de emisiones reportadas en 2020, 456,6 kt NH<sub>3</sub>, el 96,8% del total, pertenecen a la categoría agricultura (gestión de estiércol y gestión de estiércol aplicado a suelos agrícolas). La incertidumbre asociada al dato de emisión de NH<sub>3</sub> del inventario es del 37,8%. Esta elevada incertidumbre contemplaría tanto la posibilidad de que se esté cumpliendo con el techo de emisión establecido a nivel nacional como que se esté excediendo incluso más de lo estimado. En el caso de las gallinas ponedoras y su contribución a las emisiones de NH<sub>3</sub> (6,61 kt NH<sub>3</sub>), la incertidumbre asociada a la categoría de gestión de gallinaza tiene dos fuentes; (i) la relativa al propio factor de emisión de NH<sub>3</sub> utilizado (136%), y (ii) la relativa a la actividad animal (70,8%). La

incertidumbre combinada de ambas se fija en 153,3%, lo que introduce al inventario una incertidumbre de 2,1 kt NH<sub>3</sub>. Esta cifra es pequeña comparada con la incertidumbre que presenta la categoría gestión de estiércol aplicado a suelos agrícolas, que añade al inventario 109,8 kt NH<sub>3</sub> y donde la producción avícola de puesta es una de las actividades involucradas. Es importante recordar que esta categoría no está desglosada en el reporte, por lo que no se puede conocer en qué proporción contribuye dentro de ella.

Centrándonos en la categoría gestión de la gallinaza, el punto de partida para el cálculo de las emisiones de NH<sub>3</sub> en las explotaciones avícolas se encuentra en la guía de la Agencia Ambiental Europea de 2019 “*EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook*” (EMEP, 2019). En esta guía se establecen las fórmulas de cálculo y los valores base para realizar los cálculos de la emisión de NH<sub>3</sub>. Sin embargo, estos son valores medios que solo deben utilizarse en caso de no tener información más detallada del sector. Este método de cálculo *Tier 1*, aportan mucha incertidumbre a las estimaciones, pudiendo desviarse significativamente de la emisión real. A nivel de país, el objetivo que debe ser ambicionado es avanzar desde un método de cálculo *Tier 1* a un método *Tier 3* basado en la modelización de las emisiones a escala regional mediante el uso de datos contrastados. En este camino, la lógica tiende a pensar que monitorizando todas y cada una de las explotaciones avícolas continuamente, bastaría con sumar sus emisiones para tener el dato real de emisión del sector. Sin embargo, esta aproximación resulta poco realista ya que no sería técnicamente ni económicamente viable.

A través del documento “Bases zootécnicas para el cálculo del balance alimentario de nitrógeno y de fósforo para aves de puesta” publicado por el MAPAMA en 2017, se ha podido avanzar hacia una aproximación metodológica *Tier 2* en el sector avícola de puesta nacional. Este documento proporciona una metodología de cálculo más avanzada para la estimación de las emisiones de NH<sub>3</sub> aplicando coeficientes de excreta de N y FE nacionales vinculados a la actividad avícola de puesta. A pesar del avance que supone el paso a una metodología de cálculo *Tier 2* con respecto a la metodología *Tier 1* anteriormente utilizada, debe ser asumido que estas estimaciones de NH<sub>3</sub> no se ajustan exactamente a las emisiones reales. Si bien es cierto, el balance de N ha resultado un buen estimador a partir de

los datos recogidos en este ensayo (capítulo 4), si bien no permite ver en detalle las fluctuaciones diarias en las emisiones. A partir del cálculo de la cantidad de deyecciones y su contenido en N, el EMEP/EEA también establece FE para la emisión en la cadena de manejo de la gallinaza. El inventario nacional actual no tiene la suficiente robustez para incorporar ciertas mejoras en la producción que mitiguen la emisión de gases, por ello, el primer paso es cuantificar las emisiones en explotaciones. Para alcanzar dicho objetivo, es necesario monitorizar las emisiones de  $\text{NH}_3$  en explotaciones comerciales y en condiciones de actividad reales. Los estudios de campo permiten incorporar información con mayor precisión y menor sesgo, siendo un aspecto fundamental para la mejora de los balances alimentarios e inventarios. Además de las mediciones propias que se han hecho en la presente tesis doctoral, se han empleado los datos de emisión de  $\text{NH}_3$  que tenía disponibles el MAPAMA para explotaciones de avícola de puesta, con los cuales se ha trabajado para ajustar los FE, y contribuir a la reducción de la incertidumbre reportada en el inventario nacional. Las estimaciones de las emisiones deben ser lo más representativas posibles para que cuando se apliquen las MTD, se cuantifique con la mayor precisión la reducción del impacto ambiental tras la aplicación de cada estrategia.

### **7.1.3 La ventilación, fundamental para ajustar la emisión de $\text{NH}_3$ de los alojamientos de avícola de puesta**

El conocimiento de las tasas de ventilación es necesario para lograr una producción avícola de puesta sostenible que tenga en cuenta tanto el bienestar animal como las emisiones de gases a la atmósfera. Actualmente, la monitorización de la tasa de ventilación en el alojamiento es un objetivo de gran interés en las explotaciones de puesta, ya que el mantenimiento de unas buenas condiciones ambientales repercute en la productividad de la explotación (David et al., 2015). En una encuesta de caracterización del sector avícola de puesta realizada por el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino en 2010, el 100% de los avicultores declaró que realiza un mantenimiento y una limpieza frecuente de los sistemas de ventilación, en tanto que el 98% respondió que el sistema de ventilación implantado se basó en un análisis previo de optimización en la explotación (MARM, 2010a). Alrededor del 20% de la energía utilizada en la explotación avícola es

utilizada en la ventilación. Para mejorar la eficiencia, Fundación Entorno, (2006) propuso medidas como la instalación de reguladores de la frecuencia rotacional. En otro estudio, Fuentes (2011) concluyó que el control eficiente de la ventilación puede disminuir el consumo de pienso de las aves, a la vez que permite reducir el coste de la factura eléctrica derivada de la ventilación. Todas estas observaciones anteriores remarcan la importancia de la ventilación en el desarrollo de la actividad avícola, y su importancia en el coste energético y el bienestar animal.

El alojamiento es el lugar donde las gallinas desarrollan su ciclo vital y, por tanto, la parte más importante de la cadena de producción para asegurar el rendimiento de la explotación. El manejo de la ventilación es clave para garantizar el control térmico en el alojamiento (Bustamante et al., 2013). Las aves deben tener un ambiente adecuado que les evite un gasto excesivo de energía metabólica en su termorregulación corporal. Numerosos estudios han investigado los sistemas de ventilación, bien para mejorar su desarrollo por etapas acorde a la temperatura (Calvet et al., 2010; Chai et al., 2012; R. S. Gates et al., 2004; Morello, 2011; Yang Zhao, Xin, Shepherd, Hayes, & Stinn, 2013) o bien con modelos que estudian la dinámica del aire en el interior de las naves y su afeción a los animales (Bustamante et al., 2013, 2012; Norton, Grant, Fallon, & Sun, 2010; Park et al., 2018; Rong, Nielsen, Bjerg, & Zhang, 2016). En todos ellos hay un denominador común: el uso de ventiladores en las naves. Para que todo el sistema de ventilación funcione eficientemente es primordial que los ventiladores estén en su óptimo nivel de funcionamiento. El método de estimación de la tasa de ventilación con el tacómetro laser estudiado en el **capítulo 3**, puede dar respuesta a la necesidad de control del óptimo funcionamiento de los ventiladores de una manera rápida y eficaz para aquellas naves en donde se pueda acceder a los ventiladores, y servir en el desarrollo de sistemas de control de bajo coste. La comprobación rutinaria de la velocidad de rotación del ventilador puede ser indicativa del buen funcionamiento del ventilador. Bajas revoluciones por minuto en relación a las revoluciones teóricas para las que fue diseñado el ventilador, significarán menor capacidad de extracción, con el subsecuente fallo en el control térmico para el que fue programado ese ventilador.

En los últimos tiempos, se está hablando de la intensificación sostenible o la ganadería de precisión (PLF). La PLF se define como la aplicación de los principios

y las técnicas de la ingeniería de procesos a la ganadería para supervisar, modelar y gestionar automáticamente la producción animal (Tullo et al., 2017). La ganadería de precisión fomenta el conocimiento del entorno sobre el estado de los animales y su entorno, para así ayudar a los avicultores en la toma de decisiones para ajustarse a los cambios el comportamiento de los animales (Fournel, Rousseau, & Laberge, 2017). El desarrollo de sistemas de PLF para la avicultura de puesta ha recibido una atención creciente a escala mundial, sobre todo en Estados Unidos, China y Bélgica. La mayor parte de los estudios se han centrado en la mejora de la salud y el bienestar de los animales (PoultryWorld, 2019). A pesar del aumento de la investigación en este ámbito del conocimiento, la PLF aún no se ha convertido en una realidad comercial generalizada en el sector avícola. En el futuro, los sensores de control de la ventilación podrían incluir tecnología como el tacómetro laser para contribuir a la implantación de la PLF.

Por otra parte, la tasa de ventilación está estrechamente relacionada con las tasas de emisión de gases en las explotaciones. Debido a que son naves cerradas, el cálculo de las emisiones a la atmosfera se fundamenta en conocer la concentración de gas en el aire de entrada y salida de la nave y el flujo de aire que es extraído de la misma. En el **capítulo 3** de la presente tesis doctoral se ha estudiado el efecto de emplear 3 metodologías diferentes (anemómetro de hilo caliente, balance de CO<sub>2</sub> y tacómetro laser) en el cálculo de la tasa de ventilación de una explotación avícola de puesta con ventilación forzada tipo transversal. Los resultados obtenidos mostraron que con respecto a los caudales de aire teóricos, los caudales de aire de los ventiladores bajaron del 6 al 35% medidos con el método de referencia (anemómetro de hilo caliente). La estimación con el anemómetro de hilo caliente fue menos sensible a los factores del sistema de ventilación que afectan al caudal de aire de paso. Es decir que el método captó los factores del mecanismo del ventilador (mal funcionamiento de las piezas del ventilador, los rotores, los motores, las aspas del ventilador, las correas del ventilador, las poleas, los elementos oxidados o las caídas de tensión) que reducirían la capacidad de extracción del ventilador. Sin embargo, el método fue menos sensible con los factores del sistema de ventilación, como las persianas o la resistencia adicional a la salida de aire. Entendiendo que el sistema de ventilación está optimizado, estos efectos tenderán a ser los menores posibles, y por tanto, el tacómetro laser debiera ser útil en la estimación de la tasa de ventilación. No



obstante, mas estudios y en diferentes configuraciones de ventilación debieran llevarse a cabo para confirmar esta hipótesis.

En cuanto a la estimación de la ventilación con el balance de CO<sub>2</sub>, se observó una fuerte correlación entre los métodos ( $R=0.85$ ) pero hubo una sobreestimación en torno al 18%. Se constató una relación exponencial entre la ventilación y la concentración de CO<sub>2</sub>, por lo que la sobreestimación estaría basada en (i) los factores basados en ecuaciones matemáticas que calculan la actividad animal y, (ii) los cambios en la temperatura que afectan a la producción total de calor y por ende, a la producción de CO<sub>2</sub> por parte de las gallinas.

La regulación de la ventilación se basa de manera generalizada en la optimización de la temperatura en el interior de la nave, siendo utilizada como el factor de climatización principal. Sin embargo, la implantación de sistemas que integren más parámetros para adecuar las condiciones ambientales de las naves supone en la actualidad un nuevo reto. En la actualidad, las decisiones para optimizar el ambiente de los sistemas de producción intensiva de aves deberían basarse en una información completa y fiable que abarque la monitorización del ciclo productivo, por lo que la determinación de las emisiones de gases, como el NH<sub>3</sub>, pueden suponer un gran avance para mejorar los aspectos de diseño de programas de mejora en los sistemas de producción, así como cumplir las normativas ambientales. Además, en el presente contexto, la cuantificación de las emisiones debe realizarse de forma sistemática en aras de obtener informaciones más directas sobre las emisiones de gases.

#### **7.1.4 Presente y futuro de la monitorización de las emisiones en alojamiento**

El FE de NH<sub>3</sub> en alojamiento para gallinas ponedoras intensivas que reporta el BREF varía en Europa entre 0,01 y 0,15 kg NH<sub>3</sub> año<sup>-1</sup> gallina<sup>-1</sup> (BREF). Dentro de este marco, el Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes (PRTR) contempla varios escenarios para asignar los FE tanto para el NH<sub>3</sub> como para el N<sub>2</sub>O de las explotaciones avícolas de puesta. En concreto, para las explotaciones convencionales en jaulas acondicionadas y con cintas de recogida de la gallinaza, dicho documento presenta diferentes FE en función de la frecuencia de remoción de gallinaza de la nave (2 o más días por semana), la aplicación de técnicas de secado de

la gallinaza, el tipo de almacenamiento de gallinaza (con o sin cubrición) y el sistema de aplicación de la gallinaza a campo (superficie y enterrado) (PRTR, 2021).

En concreto, el FE de  $\text{NH}_3$  para la tipología de explotación “jaulas acondicionadas con cinta y una frecuencia de retirada de la gallinaza de 2 veces por semana”, es  $0,101 \text{ kg NH}_3 \text{ año}^{-1} \text{ gallina}^{-1}$ . Esta tasa de emisión asume que el 15,8% del N excretado por las gallinas es emitido a la atmósfera en forma de  $\text{NH}_3$ . La explotación 1 estudiada en el **capítulo 5** de la presente tesis doctoral, y la cual se enmarca dentro de esta tipología de explotación, el FE estimado fue de  $0,042 \text{ kg NH}_3 \text{ año}^{-1} \text{ gallina}^{-1}$  (Alberdi et al., 2016). La emisión calculada en dicha explotación es un 58,4% inferior que los datos publicados por el informe PRTR. Además, se constató en este estudio de Alberdi et al. (2016) que solo el 7% del N total excretado fue volatilizado en forma de  $\text{NH}_3$  frente al 15,8% del PRTR. Para la tipología de explotación “jaulas acondicionadas con cinta, secado y retirada de gallinaza más de 2 veces a la semana” el FE de  $\text{NH}_3$  según el PRTR, para el alojamiento es  $0,020 \text{ kg NH}_3 \text{ año}^{-1} \text{ gallina}^{-1}$ , y asume que el 3,2% del N excretado es emitido a la atmósfera en forma de  $\text{NH}_3$ . La explotación 2 estudiada en el **capítulo 5** de esta tesis doctoral, la cual se enmarcaría dentro en esta tipología de explotación, alcanzó un factor de emisión de  $0,034 \text{ kg NH}_3 \text{ año}^{-1} \text{ gallina}^{-1}$ . La emisión calculada supone un 70,0% más de la estimada mediante el FE del PRTR. En este caso, el N volatilizado frente al N total fue del 4,9%, similar al reportado por el PRTR.

A nivel de gestión integral de la gallinaza, considerando su manejo en el alojamiento, el almacenamiento de la gallinaza y la posterior aplicación a campo, las mejores prácticas que se plantean en el documento PRTR para la reducción de las emisiones de  $\text{NH}_3$  son (i) aumentar la frecuencia de retirada de la gallinaza del alojamiento (más de 2 veces por semana frente al escenario de referencia de retirar dos veces por semana) y (ii) secar la gallinaza. El FE del PRTR es  $0,31 \text{ kg NH}_3 \text{ año}^{-1} \text{ gallina}^{-1}$  para la tipología de “explotación con jaulas acondicionadas, con cinta y frecuencia de retirada de gallinaza de 2 veces a la semana”. En el caso de la tipología de explotación con “jaulas acondicionadas, con cinta, secado de la gallinaza y frecuencia de retirada de la gallinaza de más de 2 veces a la semana”, el FE estimado en el documento PRTR es  $0,27 \text{ kg NH}_3 \text{ año}^{-1} \text{ gallina}^{-1}$  en toda la cadena de manejo. A partir de estos datos se puede deducir que la diferencia a nivel de explotación entre

tener un túnel de secado, entendiendo que para que el túnel de secado funcione correctamente debe moverse las cintas de gallinaza 1/3 de su longitud diariamente, secar la gallinaza supone una mitigación del 12.9% en la emisión de NH<sub>3</sub> (PRTR, 2021). En el **capítulo 6** de la presente tesis, se determinó que el uso del túnel de secado supone a nivel global de explotación una mitigación del 20% de las emisiones de NH<sub>3</sub>.

En cuanto al N<sub>2</sub>O, el FE que reporta el BREF para las gallinas ponedoras criadas en sistema intensivo varía en Europa entre 0,0017 y 0,0230 kg N<sub>2</sub>O año<sup>-1</sup> gallina<sup>-1</sup> (Santonja et al., 2017). El PRTR reporta diferentes rangos de emisión de N<sub>2</sub>O en el almacenamiento y en la aplicación a campo. Tal y como muestran los resultados del **capítulo 6**, el almacenamiento de la gallinaza sobre un suelo inerte no produce emisiones de N<sub>2</sub>O, por lo que no es posible la comparación de resultados en esta fase. En relación a las emisiones de N<sub>2</sub>O tras la aplicación de la gallinaza en campo, el PRTR reporta una emisión de 0,0032 kg N<sub>2</sub>O-N año<sup>-1</sup> gallina<sup>-1</sup> para la gallinaza fresca y 0,0050 kg N-N<sub>2</sub>O año<sup>-1</sup> gallina<sup>-1</sup> para una gallinaza seca (PRTR, 2021). Cabe destacar que este documento no contempla diferencias en el FE de N<sub>2</sub>O si la aplicación a campo de la gallinaza se realiza en superficie, o la gallinaza es enterrada en el suelo. La incorporación de enmiendas orgánicas de origen ganadero es una práctica que puede contribuir a aumentar de las emisiones de N<sub>2</sub>O (Zhou et al., 2017). Los resultados obtenidos en la presente tesis, los cuales se muestran en el **capítulo 6**, confirman la importancia del tipo de gallinaza (fresca o seca) y el tipo de aplicación (superficie o enterrada) en las emisiones de N<sub>2</sub>O tras su aplicación en un suelo de pradera. Las mayores diferencias se dieron entre la aplicación de gallinaza fresca en superficie (0,0047 kg N<sub>2</sub>O año<sup>-1</sup> gallina<sup>-1</sup>) frente a su tratamiento incorporado (0,0085 kg N<sub>2</sub>O año<sup>-1</sup> gallina<sup>-1</sup>). La gallinaza seca, por el contrario, no mostro diferencia entre ser incorporada o aplicada en superficie (0,0041 kg N<sub>2</sub>O-N año<sup>-1</sup> gallina<sup>-1</sup>). Una posible explicación de lo que ocurre con la gallinaza seca sería que, el N es principalmente orgánico, y a pesar de que por humedad del suelo se mineralice al incorporarla y sus subsecuentes procesos de nitrificación/desnitrificación, esa mineralización no es tan alta como para diferenciarse de las emisiones de la superficie. Comparando la gallinaza fresca aplicada en superficie con el valor dado por el PRTR, el FE estimado en esta tesis doctoral fue un 46% mayor. Por el contrario, tomando como referencia la emisión

propuesta por el PRTR para la aplicación de gallinaza seca, el FE obtenido en la presente tesis fueron un 18% inferior. Al no considerar el PRTR la incorporación de la gallinaza como un manejo para la reducción de los gases de origen nitrogenado, no se pudieron comparar los resultados obtenidos con dicho documento, pero, si se aplica el FE de la gallinaza fresca aplicada en superficie del PRTR a la gallinaza fresca incorporada de nuestro estudio, el valor de nuestro estudio es 2,6 veces superior. Por tanto, serían recomendables más estudios para contrastar las diferencias observadas, ya que el tipo de suelo, las condiciones climáticas, o la propia composición de la gallinaza pueden estar detrás de las diferencias (Zhou et al., 2017). En cualquier caso, se debería considerar el manejo de la gallinaza aplicada a campo (superficie y enterrada) como un factor condicionante para calcular el FE de  $N_2O$  a nivel nacional. El hecho de que la gallinaza seca no muestre diferencias entre aplicarla en superficie o incorporarla al suelo, facilita el manejo a la hora de aplicarla ya que podría ampliar los momentos en los que puede ser aplicada sin aumentar las emisiones de N.

Las diferencias observadas entre los FE de  $NH_3$  y  $N_2O$  recogidas en el PRTR, los cuales sirven para calcular la aportación del sector avícola de puesta al inventario nacional de emisiones, y los FE calculados en la presente tesis, no hacen más que constatar la necesidad de invertir más esfuerzos en la obtención de más datos de más explotaciones y otros tipos de manejos y prácticas mitigadoras. Los resultados obtenidos en esta tesis no son extrapolables a diferentes condiciones de clima y tipologías de suelo ya que estos resultados son específicos de unas condiciones de clima y campo determinadas.

### **7.1.5 Control intermitente de la emisión de $NH_3$ en las explotaciones**

Para llevar a cabo este control sistemático de las emisiones de  $NH_3$ , un protocolo de medidas simplificado ayudaría a aumentar el número de explotaciones controladas (VERA, 2018). Para minimizar el esfuerzo que supone desde el punto de vista técnico, económico y humano la medición en continuo diversos estudios han propuesto emplear como alternativa las mediciones intermitentes de  $NH_3$  en diferentes especies animales (Kafle et al., 2018; Ulens et al., 2015). En el **capítulo 5** de esta tesis doctoral se analizó la adecuación de las medidas intermitentes

implementadas en el protocolo VERA a dos explotaciones de gallinas ponedoras estudiadas en el marco de esta tesis. El protocolo VERA aboga por llevar a cabo medidas de  $\text{NH}_3$  de 24 horas durante 6 días a lo largo del año, repartidos en 4 explotaciones para recoger la variabilidad meteorológica y las diferencias sistemáticas de las explotaciones a lo largo de dicho periodo de tiempo. Debido a la falta de esas 4 bases de datos a nivel nacional, se hizo un análisis estadístico de los datos disponibles. Las principales conclusiones de ese estudio estadístico fue que es posible pasar de la habitual estrategia de medición en continuo de todo el ciclo de vida a implementar las medidas intermitentes sin aumentar la incertidumbre de la emisión de  $\text{NH}_3$  por encima del 15% para un muestreo mensual. Probablemente, extendiendo el análisis estadístico a 4 explotaciones, se conseguiría lograr la frecuencia bimensual con un error relativo también bajo, pero este estudio debería llevarse a cabo para comprobarlo. Además, en este estudio vimos que el análisis estadístico de los factores que influyeron en la emisión de  $\text{NH}_3$  demostró que la temperatura exterior de la nave es el factor principal que afecta a la emisión de  $\text{NH}_3$ . Esta conclusión tiene implicaciones en el avance de la metodología de cálculo del FE hacia el nivel Tier 3, ya que se avanza hacia la modelización del FE.

En las próximas décadas se espera un aumento medio de la temperatura global, tal y como indican los escenarios climáticos del IPCC. Este cambio también afecta a escala regional y, por tanto, a las ubicaciones donde actualmente están situadas las explotaciones avícolas que intervienen en la tesis. Teniendo en cuenta que el aumento de temperatura media anual prevista bajo el escenario RCP 8.5 es de  $\approx 5^\circ\text{C}$  en ambas localizaciones de las explotaciones de estudio, las MTDs pueden ver mermada su capacidad para reducir las emisiones de  $\text{NH}_3$ . De cumplirse el escenario RCP8.5, serían necesarios esfuerzos adicionales para mitigar la emisión de  $\text{NH}_3$  en granjas de gallinas ponedoras.

En países punteros en la aplicación del protocolo VERA, se están desarrollando sistemas de medición de bajo coste para las mediciones discontinuas. Actualmente se llevan a cabo con trampas ácidas pero estos sistemas pueden ser en un futuro cercano sustituidos por medidores portátiles de bajo coste que harían más extensible el uso sistemático de medidores de gases en las explotaciones (Vonk, van Dinther, Mosquera, & Ogink, 2021). Extender no solo las medidas intermitentes en

la medición de las emisiones de las explotaciones, sino además que estas medidas sean con sensores fiables y de bajo coste, puede suponer un gran avance hacia FE *Tier 3* y su adecuación a las diferentes prácticas de manejo y estrategias de mitigación aplicadas.

### 7.1.6 El túnel de secado de la gallinaza y otras acciones mitigadoras de la emisión de N

Durante las últimas décadas, se ha extendido el empleo de tecnologías de tratamiento de gallinaza en Europa, impulsadas por la aplicación de las políticas medioambientales de la UE (Bittman et al., 2014; Kanani et al., 2020). La correcta gestión de la gallinaza crea oportunidades para aprovechar los nutrientes y la materia orgánica al final de su ciclo de vida. El tratamiento de la gallinaza puede inducir cambios en las propiedades físicas, químicas y/o biológicas (Xia, Lam, Yan, & Chen, 2017) y, por tanto, influir en las emisiones de NH<sub>3</sub> y GEI a lo largo de toda la cadena de gestión (Sommer, 2013).

Estos contextos específicos por explotaciones y países también pueden influir en el rendimiento de las tecnologías de tratamiento de gallinaza. Todavía hay poca información sobre los efectos potenciales de las tecnologías de tratamiento en la UE. En particular, no se conocen suficientemente los posibles efectos sinérgicos y antagónicos del tratamiento de la gallinaza sobre las emisiones de NH<sub>3</sub> y N<sub>2</sub>O sobre la recuperación de nutrientes (Santonja et al., 2017).

Respecto al túnel de secado, tal y como se muestra en el **Capítulo 4** del presente trabajo, es una tecnología emisora neta de NH<sub>3</sub> durante el proceso de secado (209,3 mg NH<sub>3</sub> d<sup>-1</sup> hen<sup>-1</sup> de media anual), el equivalente a un FE de 0,0763 kg NH<sub>3</sub> gallina<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Es decir, que el túnel de secado de la gallinaza emite NH<sub>3</sub> a la atmósfera, a un nivel equivalente a lo que puede emitir la propia nave. Es en las etapas posteriores del manejo de la gallinaza (almacenamiento y aplicación a campo) donde se logra una reducción de las pérdidas de NH<sub>3</sub> comparado con no secar la gallinaza. En las mencionadas etapas posteriores de la gestión de la gallinaza seca, se recomienda que ésta sea almacenada bajo cubierta para reducir la absorción de humedad, de modo que los procesos desencadenantes de la emisión de NH<sub>3</sub> vuelvan a activarse (Lin et al., 2017). En cuanto a la eficiencia de secado del túnel, los

resultados obtenidos en la explotación estudiada, se comprobó que la capacidad de secado varía en función de las condiciones meteorológicas a lo largo del año. Durante los meses de invierno, la ventilación en la nave es menor que en la época cálida, lo que supone que menos caudal llega al secadero para secar la gallinaza. Esto unido a que la temperatura exterior es baja, hace que la gallinaza alcance una materia seca menor que en época cálida. Esta relación entre la temperatura ambiente, el volumen de aire empleado para el secado de la gallinaza (VR) y el tiempo de secado (72 horas) repercute en que el producto final obtenido no sea homogéneo a lo largo de todo el año, por lo que se podrían estudiar mejoras en el sistema para alcanzar una MS deseada en los meses menos benignos. Además, con respecto a las emisiones de NH<sub>3</sub>, se observaron picos de emisión ( $\approx 240 \text{ mg NH}_3 \text{ d}^{-1} \text{ hen}^{-1}$ ) bajo condiciones de temperatura cálidas ( $\approx 22^\circ\text{C}$ ) y humedad exterior próximas al 70%. Ello fue debido a que a esa humedad la mineralización del N no se detiene del todo, por lo que unido a una elevada temperatura exterior, y por ende alta ventilación, se produzcan picos de emisión de NH<sub>3</sub>. Una posibilidad para evitar estos picos asociados a unas condiciones meteorológicas determinadas podría ser la búsqueda de alternativas que favorezcan un secado previo de la gallinaza. Existen sistemas de secado de la gallinaza en el interior de las naves, donde el aire es insuflado sobre las cintas en las que se deposita la gallinaza. Este pre-secado sería una opción para ser más independiente de las condiciones externas y los flujos de las tasas de ventilación invierno/verano. Sin embargo, al no aprovechar la propia ventilación de la nave, requiere un gasto extra en energía para el ganadero. Los sistemas de secado externo se consideran generalmente más eficaces que los sistemas en el alojamiento, pero tienen costes de inversión inicial más elevados (Winkel et al., 2017).

Tal y como se observó en el **capítulo 6**, la remoción diaria de un tercio de la gallinaza de la nave dio lugar a las menores concentraciones de NH<sub>3</sub> en el alojamiento. Esta técnica permite reducir las emisiones en el alojamiento si diariamente la gallinaza es retirada de la nave. Sin embargo, desde un punto de vista práctico puede no resultar viable esta opción. Miedema & Vandenberg, (2019) señalaron que la retirada de la gallinaza cada 3 días es la opción óptima desde el punto de vista coste-beneficio para obtener los beneficios de la reducción del NH<sub>3</sub> en el alojamiento, al tiempo que se equilibra la mano de obra y los equipos. La remoción de 1/3 diario llevada a cabo en la explotación estudiada en el capítulo 4

sería equivalente a esta opción. Esta es también la frecuencia necesaria actualmente para el funcionamiento del túnel de secado.

En la bibliografía se pueden encontrar otras técnicas para reducir las emisiones de N, que podrían añadirse a las descritas en esta tesis. Por ejemplo, los lavadores de ácido alcanzan una eficiencia de mitigación del 92,5% en la emisión de NH<sub>3</sub> en la fase de alojamiento (Melse & Ogink, 2005). Esta tecnología atrapa el NH<sub>3</sub> volatilizado en una solución ácida, reduciendo la concentración de NH<sub>3</sub> en el aire extraído. Sin embargo, no paraliza las emisiones de la gallinaza si no que atrapa el NH<sub>3</sub> atmosférico que ya ha sido emitido. Por lo tanto, puede servir como una técnica complementaria a la frecuencia de remoción y también podría aplicarse al aire de salida del túnel de secado, atrapando así el NH<sub>3</sub> emitido en el proceso de secado. De esta manera se obtienen dos beneficios: (i) la obtención de gallinaza seca con sus beneficios agronómicos y, (ii) la mitigación de la emisión del alojamiento y del túnel de secado. En la fase de almacenamiento, el compostaje de la gallinaza junto con el uso de biofiltros en el aire de escape es también una tecnología recomendada, ya que puede eliminar las pérdidas de NH<sub>3</sub> hasta un 71,9% (Bittman et al., 2014). La cobertura de las pilas de gallinaza, que reduce el contacto con el aire, también se ha reportado como una técnica de mitigación, ya que puede disminuir las emisiones de NH<sub>3</sub> hasta un 87,7% (T. A. Shepherd et al., 2017). En la aplicación a campo, además de la incorporación citada en **Capítulo 6**, y que reduce la emisión de NH<sub>3</sub> en aproximadamente un 80%, otra acción de mitigación del NH<sub>3</sub> es el riego superficial inmediatamente después de la aplicación de la gallinaza (UNECE, 2015). El agua ayudaría a diluir la concentración de N y favorecería su infiltración en el suelo (Shah, Shah, Groot, Oenema, & Lantinga, 2012). Sin embargo, las emisiones de N<sub>2</sub>O podrían aumentar tras el riego del suelo (López-Fernández et al., 2007). Esta técnica compromete los recursos hídricos por lo que solo es aplicable en zonas donde no haya escasez de agua. Otra alternativa para reducir las pérdidas de NH<sub>3</sub> podría ser el planificar la aplicación de gallinaza en función de la meteorología, aplicándola en momentos previos a eventos de precipitación.

En países como Polonia, con un elevado número de granjas intensivas de puesta, se ha apostado por soluciones que transformen la gallinaza en un producto de valor añadido, o en energía, bien mediante el compostaje o la digestión anaeróbica



(Drózdź et al., 2020). Sin embargo, la digestión anaeróbica puede plantear inconvenientes para los ganaderos por la gran inversión económica, al bajo rendimiento de biogás y a las dificultades técnicas de funcionamiento (Kanani et al., 2020). A la hora de aplicar medidas mitigadoras de la emisión, se debe tener en cuenta que las prácticas sean de uso fácil y que se obtenga un beneficio más allá de la reducción de emisiones para que sean vistas con interés por parte de los ganaderos.

### **7.1.7 La valorización de la gallinaza en el contexto de economía circular**

La economía circular de base biológica sigue ofreciendo un potencial casi sin explotar en el sector agroganadero (Ritzén & Sandström, 2017). Los subproductos ganaderos representan una reserva de nutrientes que deben ser aprovechados en la medida de lo posible para que no supongan afecciones al medio (Sarsaiya et al., 2019). Si tenemos en cuenta que una gallina produce de media 50 g de gallinaza al día y la población media de gallinas a nivel nacional en 2019 fue de 47,7 millones de gallinas, se estima que el sector avícola de puesta podría haber generado aproximadamente 794.000 t de gallinaza que pueden ser valorizadas. La economía circular implica que los subproductos sin valor generen nueva riqueza sirviendo como materias primas para otros procesos (EU, 2020a). La UE se ha marcado el objetivo de reducir un 30% el uso de fertilizantes minerales dentro de la estrategia “*From farm to fork*” (EU, 2020b). Los subproductos orgánicos como la gallinaza pueden contribuir en este objetivo.

La aplicación de gallinaza como fertilizante aporta aproximadamente 25 kg N tonelada<sup>-1</sup>, de los cuales en torno a 10-15% del N se encuentra en forma de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, forma directamente asimilable por las plantas. El resto del N se encuentra mayormente en forma de N-ureico., El N-ureico pasará a estar disponible para la planta en forma de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> gracias a la acción de las enzimas uricasa y ureasa, cuya actividad se encuentra modulada principalmente por las condiciones de humedad y temperatura del suelo (Groot-Koerkamp, 1994; Wiedemann et al., 2008). Estudios previos han constatado que entre el 18-32 % del N orgánico de la gallinaza se mineraliza en un plazo de dos meses tras la aplicación en campo, lo cual equivale a mineralizar aproximadamente 10 kg N tonelada<sup>-1</sup> gallinaza (Jaramillo, 2016). El aporte de gallinaza hace que la disponibilidad de N mineral para el cultivo sea muy

alta de forma muy rápida, por lo que su utilización como fertilizante orgánico debe limitarse al punto de máxima demanda de N en cultivos (Aranguren, 2021). De lo contrario, podría causar pérdidas de N a la atmósfera en forma de N<sub>2</sub>O o a las aguas subterráneas en forma de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (Delgado, 2002; Obriot et al., 2016). Shakoore et al., (2021) mostraron que el aporte de gallinaza a los suelos aumentaba considerablemente las emisiones de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O en comparación con las aplicaciones de estiércol de porcino y vacuno. Sin embargo, su aplicación reduce el uso de fertilizantes minerales, reduciendo las emisiones de N<sub>2</sub>O asociadas a su producción (Guenet et al., 2021), que precisa del uso de combustibles fósiles para su fabricación.

Los beneficios de la aplicación de gallinaza al suelo son variados ya que contiene macro y micronutrientes, por lo que tiene un gran potencial para las aplicaciones agrícolas. Su aplicación al suelo aumenta la materia orgánica, la fertilidad y la calidad del suelo. La materia orgánica que contiene contribuye a mitigar la degradación del suelo, puede mejorar las comunidades biológicas del suelo, y contribuye a la fertilización vegetal (Wiedemann et al., 2008). Además, el aporte de materia orgánica puede contribuir al secuestro de carbono en el suelo. Globalmente, la iniciativa 4/1000 considera el aporte de subproductos ganaderos como parte de la solución del cambio climático (FAO, 2015a). En España la aplicación de gallinaza al campo podría tener un alto interés ya que se produce un ahorro en fertilizantes químicos y puede mejorar la estructura y fertilidad de los suelos españoles contribuyendo así, a la disminución de los problemas de erosión del suelo (Solé-Benet, 2006).

Por contra, hay que tener en cuenta otras consideraciones a la hora de aplicar gallinaza. La aplicación de gallinaza puede incrementar las concentraciones de metales pesados (Zhen et al., 2020) o las resistencias y biodisponibilidad de algunos antibióticos (W. Liu et al., 2021; F. Zhao, Yang, Chen, Li, & Sun, 2019). El Pacto Verde Europeo, a través de la estrategia de la granja a la mesa, tiene como objetivo reducir un 50% el uso de antibióticos en la ganadería, por lo que este último inconveniente se vería parcialmente solucionado por la aplicación de la nueva normativa comunitaria.

En definitiva, no se trata de sustituir el fertilizante mineral por el orgánico de manera sistemática, si no adecuar y aprovechar las ventajas de cada tipo de fertilizante para la potenciación de la nutrición vegetal. A raíz de los estudios reportados, la gallinaza parece más adecuada para la aplicación en fases donde el cultivo requiera un aporte inmediato de nutrición. Esto va en contra de la incorporación de la gallinaza si el cultivo se encuentra en fases avanzadas. Sin embargo, la gallinaza seca ofrece un potencial de aplicación en superficie ya que, tal y como se ha señalado en el **capítulo 6** de la presente tesis doctoral, no hay diferencias significativas en la emisión de N<sub>2</sub>O entre la aplicación en superficie e incorporada. Por ejemplo, en Álava existe una problemática asociada a la fertilización del cultivo de cereal de invierno (trigo, cebada), que tiene su momento de máxima demanda de nutrientes a inicios de primavera. Los finales de invierno lluviosos unidos a que algunos terrenos son arcillosos, dificultan la entrada de maquinaria pesada en el terreno para llevar a cabo la fertilización orgánica (Aranguren, 2021). Si tenemos en cuenta que la gallinaza seca es un producto con alta concentración de N y se debe aplicar en cantidades reducidas, su uso ayudaría a solventar esta problemática.

#### **7.1.8 Otros impactos. El papel de los GEI en las explotaciones avícolas de puesta**

Con el rumbo que ha tomado la UE hacia políticas en materia de sostenibilidad enmarcado en el Pacto Verde Europeo, el sector avícola de puesta europeo tiene la oportunidad de ser pionero a nivel mundial en la producción sostenible que integre el difícil equilibrio entre el crecimiento económico, la neutralidad ambiental y la aceptación social de las explotaciones. Tal y como promulga la estrategia *From Farm to Fork*: “Integrar el concepto de sostenibilidad en la forma de producir y consumir nuestros alimentos reportará beneficios a todos los agentes de la cadena alimentaria y, en particular, a los ganaderos y agricultores”. Los cambios que se produzcan en el sector deberían tener en cuenta no sólo una perspectiva medioambiental, sino también aspectos de productividad y económicos (Abín et al., 2018). Los impactos ambientales de los sistemas productivos deberían abordarse desde una perspectiva contextualizada regionalmente que permita la adopción de medidas mitigadoras acordes a sus características. Aunque la emisión de NH<sub>3</sub> es la principal fuente de preocupación en relación a las explotaciones avícolas

de puesta, estas políticas que tienen en cuenta los efectos de los GEI sobre el cambio climático y su mitigación, también pueden afectar al sistema productivo del sector avícola de puesta.

Con respecto a las emisiones a la atmósfera de las explotaciones intensivas convencionales, la emisión media en la UE de GEI se calcula en 2,9 kg CO<sub>2</sub>-eq. por kg de huevo producido, valor que oscila entre 2,0 kg CO<sub>2</sub>-eq. por kg de huevo en Austria a 8,7 kg en Chipre (Leip et al., 2010). A nivel nacional, Abín et al. (2018) estimaron una huella de 3,4 kg CO<sub>2</sub>-eq. por kg de huevo. Comparando con los sistemas productivos alternativos, Pelletier, (2017) reportó en los sistemas productivos de Canadá, 2,3 kg CO<sub>2</sub>-eq. por kg de huevo para producción convencional, 2,4 kg CO<sub>2</sub>-eq. por kg de huevo para producción en suelo y para campera y 1,4 kg CO<sub>2</sub>-eq. por kg de huevo para producción ecológica. Leinonen, Williams, Wiseman, Guy, & Kyriazakis, (2012) reportaron para los sistemas productivos de Reino Unido, 2,9 kg CO<sub>2</sub>-eq. por kg de huevo para producción convencional, 3,5 kg CO<sub>2</sub>-eq. por kg de huevo para producción en suelo y 3,4 kg CO<sub>2</sub>-eq. por kg de huevo para campera y para producción ecológica. Al contrario que en el estudio de Pelletier, (2017), la producción ecológica en el estudio de Leinonen et al. (2012) no mitigó la emisión de GEI. Entre las posibles explicaciones que se reportaron se encuentran (i) el mayor consumo de alimento de las gallinas alojadas en sistemas ecológicos y menor producción de huevos y, (ii) las mayores cargas ambientales de la producción de pienso ecológico para el caso de estudio.

Esta amplitud en los valores de la huella de carbono tanto para el mismo sistema de producción como entre los diferentes sistemas, refleja el amplio margen de mejora que existe en cuanto a reducción de emisiones de GEI. Desglosando la huella de carbono, 0,03 kg CO<sub>2</sub>-eq. provienen de la emisión de CH<sub>4</sub>, 0,75 kg CO<sub>2</sub>-eq. se relacionan con el consumo de energía, 0,77 kg CO<sub>2</sub>-eq. de la emisión directa de N<sub>2</sub>O, y 1,33 kg CO<sub>2</sub>-eq. de la gestión y cambios de uso del suelo (Santonja et al., 2017).

Para reducir el impacto del consumo de energía, la UE propone en el Pacto Verde Europeo la descarbonización de la producción eléctrica (EC, 2019). A nivel de granja, una vía podría ser la autoproducción energética y otra vía, la revalorización

de la gallinaza para la producción energética. En esta última línea, técnicas de revalorización como la digestión anaeróbica, la gasificación, la pirólisis o la licuefacción hidrotérmica han sido reportadas como viables en las explotaciones de gallinas ponedoras (Kanani et al., 2020). Países como Polonia, con un sector avícola de puesta intensivo de grandes dimensiones está estudiando el desarrollo de biorrefinerías para tratar la gallinaza a gran escala y obtener energía (Drózdź et al., 2020).

Respecto a la emisión directa de  $N_2O$ , del total de la huella de carbono, y transformando los equivalentes de  $CO_2$  asociados a la emisión de  $N_2O$  a la cantidad de  $N_2O$  emitida por kg de huevo producido, equivaldría a 2,9 g  $N_2O$  por kg de huevo producido, cifra que, aunque reducible, es baja en comparación con la energía y la gestión y cambios de uso del suelo.

Donde más esfuerzo debiera ponerse por su margen de mejora en la reducción de la huella de carbono es en la porción correspondiente a la gestión y cambios de uso del suelo. Esta se relaciona con la autosuficiencia de producción del alimento que consumen las gallinas y la importación de ingredientes con elevada huella de carbono como la soja y el aceite de palma (Abín et al., 2018; Leip, 2015). Aunque la producción de alimentación animal en la UE es autosuficiente en un 80%, no ocurre lo mismo con la parte proteica de la alimentación (soja, girasol, colza, pulpa de remolacha, aceite de palma, etc.). Se calcula que la UE tiene un déficit de 18 millones de toneladas de proteína para alimentación animal y el 60% de ella es importada (EU, 2017). En este sentido, diversos autores abogan por reformular los piensos de las gallinas ponedoras para reducir su contribución a la huella. Entre los componentes para las formulaciones de piensos de gallinas ponedoras alternativos, el guisante o la haba puede emplearse para sustituir a la soja (Koivunen, Tuunainen, Valkonen, Rossow, & Valaja, 2014; Koivunen, Tuunainen, Valkonen, & Valaja, 2015), del mismo modo, que el aceite de palma podría sustituirse por otros aceites de cultivo como el de algodón, girasol, lino o colza (Ceylan, Ciftci, Mizrak, Kahraman, & Efil, 2011; Yuan et al., 2014).

### 7.1.9 Consideraciones finales

Aunque las consideraciones medioambientales ocupan el primer lugar en los criterios de decisión para la selección de las MTD, otros aspectos como el bienestar animal, los factores agronómicos, sociales, sanitarios y los económicos, son de gran interés, tanto para la comunidad ganadera como para el resto de la sociedad. Es necesario encontrar un equilibrio entre las diferentes consideraciones para seleccionar un tipo específico de MTD y aplicarlo. El análisis multicriterio ayudaría a la evaluación de las MTD y deberían incluir factores ambientales (emisiones NH<sub>3</sub>, GEI, PM<sub>10</sub>, afecciones al agua), de bienestar animal, agronómicos (nutrientes para la absorción de las plantas), sociales (olores en las cercanías de las explotaciones), sanitarios (patógenos) y económicos. Esta conjunción de factores constituye un reto para el desarrollo futuro del modelo (Santoja et al. 2012).

En este sentido, en España sigue habiendo una falta de información relacionada con las prácticas o técnicas que conjuguen todos los aspectos. Es necesario seguir trabajando para desarrollar técnicas de mitigación prácticas y económicamente viables que se adecuen a las características de cada explotación. Sería aconsejable un trabajo integrado por diferentes agentes que trabajen en estrecha colaboración con los ganaderos para demostrar las ventajas ambientales, económicas y sociales de la aplicación de estrategias en las explotaciones. Con ello se lograría una producción eficiente y de productos de alta calidad de forma que se cumplan las expectativas de los consumidores y se pueda maximizar la rentabilidad económica, y la vez, mejorar los aspectos ambientales que afectan a las explotaciones.



## Capítulo 8:

Conclusiones y retos futuros





## 8.1 Conclusiones

Los diferentes ensayos llevados a cabo en la presente tesis nos permiten concluir que:

1. La tasa media anual de ventilación fue de  $5,3 \pm 2,9 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ gallina}^{-1}$  para la nave con sistema de ventilación forzada estimada mediante el método directo (anemómetro de hilo caliente), siendo un método que permite recoger las variaciones temporales y cuya incertidumbre media está por debajo del 10%, lo cual garantiza una estimación adecuada de la tasa de ventilación. La menor precisión de la estimación mediante los métodos alternativos (balance de  $\text{CO}_2$  y tacómetro laser) fue debida a (i) la falta de sensibilidad del tacómetro laser para recoger factores externos al ventilador que afectan al caudal de aire extraído por el mismo (sobrestimación del 8,5%) y (ii) en el caso del balance de  $\text{CO}_2$ , a la variabilidad de la actividad animal y los cambios en la temperatura que afectan a la producción total de calor y por ende, a la producción de  $\text{CO}_2$  por parte de las gallinas (sobrestimación del 18,0%).
2. La emisión anual media de  $\text{NH}_3$  en la explotación ubicada en clima sub-mediterráneo fue de  $93,8 \pm 40,9 \text{ mg NH}_3 \text{ dia}^{-1} \text{ gallina}^{-1}$  con una incertidumbre asociada del 9,7%. La estimación de la tasa de ventilación aportó mayor incertidumbre (82,4%) al valor de emisión de  $\text{NH}_3$  que la medición de la concentración de  $\text{NH}_3$ . Por lo que es importante medir con exactitud la ventilación para garantizar factores de emisión de  $\text{NH}_3$  con la menor incertidumbre posible. El balance de masas de N resultó ser un buen estimador para evaluar la emisión anual media de  $\text{NH}_3$  del alojamiento ya que sobrestimó el 5% el valor medio anual. No obstante, debido a la periodicidad de los muestreos, carece de la sensibilidad necesaria para recoger en detalle las variaciones en la emisión de  $\text{NH}_3$ .

3. La emisión anual media de  $\text{NH}_3$  del túnel de secado de gallinaza fue de  $209,3 \pm 95.1 \text{ mg NH}_3 \text{ dia}^{-1} \text{ gallina}^{-1}$ . La emisión de  $\text{NH}_3$  en el túnel de secado se correlacionó significativamente con la temperatura exterior ( $R=0.43$ ) y la humedad relativa del aire ( $R=0.31$ ). La tasa emisión de  $\text{NH}_3$  del secadero se relacionó inversamente con el contenido la materia seca de la gallinaza. La combinación de temperatura ( $\approx 22^\circ\text{C}$ ) y humedad relativa ( $\approx 70\%$ ) promueve la emisión de  $\text{NH}_3$  a sus niveles más altos debido al retraso en alcanzar la gallinaza una materia seca por encima del 70%. El túnel de secado es, por tanto, un emisor neto. No obstante, debido a las reducciones estimadas en el almacenamiento de la gallinaza seca ( $\approx 90\%$ ), y su aportación en superficie en campo ( $\approx 75\%$ ), se estimó que, en conjunto, la utilización del secadero podría reducir las emisiones de  $\text{NH}_3$  en torno al 20% en la cadena de manejo de gallinaza.
4. La temperatura exterior fue el único factor explicativo significativo de la emisión de  $\text{NH}_3$  en la nave avícola estudiada ( $R=0.46$ ). Para mejorar el modelo predictivo sería necesario monitorizar más explotaciones para incluir en el modelo factores como la frecuencia de remoción de la gallinaza y la varianza causada por las diferencias sistemáticas entre instalaciones. Con respecto a las estrategias de muestreo intermitentes, es factible llevar a cabo el cálculo de la emisión de  $\text{NH}_3$  anual con un error relativo menor al 15% partir de una frecuencia de muestreo mensual sin establecer criterios de selección preestablecidos.
5. La retirada frecuente de la gallinaza de la nave es una técnica que permite reducir las emisiones de  $\text{NH}_3$ , pudiéndose establecer una relación exponencial entre la emisión de  $\text{NH}_3$  y el tiempo de permanencia de la gallinaza en el interior del alojamiento. La emisión de  $\text{NH}_3$  podría reducirse en un 70% en la fase de alojamiento pasando de una frecuencia de 96 h a 24 h. No obstante, debería buscarse el equilibrio entre la mayor frecuencia posible y el coste que podría suponer aumenta dicha frecuencia (coste energético, coste manejo gallinaza en etapas posteriores, etc.).

6. Las decisiones tomadas en la gestión de la gallinaza tienen sus efectos en la reducción del  $\text{NH}_3$ , y también en consecuencia en otros gases como el  $\text{N}_2\text{O}$ , en toda la cadena de manejo de la gallinaza. El almacenamiento de gallinaza seca redujo las emisiones de  $\text{NH}_3$  en comparación con el almacenamiento de gallinaza fresca, valorándose como una estrategia prometedora para reducir las pérdidas de N. No se pudo establecer una relación clara entre las pérdidas de  $\text{N}_2\text{O}$  y la humedad de la gallinaza en esta etapa. En la fase de aplicación a campo, la emisión de N ( $\text{NH}_3 + \text{N}_2\text{O}$ ) de la gallinaza se vio reducida tanto por la aplicación superficial de gallinaza seca como por la incorporación de gallinaza fresca. Aunque la incorporación de la gallinaza fresca promovió la emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  (+83%), la emisión evitada en términos de  $\text{NH}_3$ , dio lugar a una menor pérdida de N total (-75%). Es importante poder analizar las estrategias de mitigación en esta perspectiva para realmente valorar su efecto mitigador.



## 8.2 Retos futuros

En esta Tesis Doctoral se han extraído diversas conclusiones que dan paso a otros interrogantes de cara al futuro en cuanto a la reducción de las emisiones de gases nitrogenados a escala de granja. A continuación, se mencionan algunos de ellos:

1. Para extender la monitorización de las emisiones y el ajuste de los FE de  $\text{NH}_3$  a las condiciones regionales, sería interesante el establecimiento de protocolos de medida uniformes, como ya se han establecido y comprobado para otras especies animales, y progresar en el estudio de equipos y sensores en condiciones de granja que permitan obtener datos fiables para estimar la emisión en alojamiento de manera asequible y que recojan las interferencias con otros compuestos.
2. Como consecuencia del cambio climático, se prevé un aumento de la temperatura media global. Como se ha visto en la presente Tesis Doctoral, la emisión de  $\text{NH}_3$  está influenciada por la temperatura, por lo que este aumento repercutiría en la emisión. El estudio de los posibles cambios en los FE debido a este factor resulta interesante de cara al futuro.
3. Avanzar en el estudio de la gallinaza, especialmente la gallinaza seca, en su valorización agronómica y su contribución a la nueva política de economía circular implantada en la UE es un reto identificado. Esta y otras tecnologías de tratamiento (compostaje, peletización, etc.) podrían sustituir progresivamente la fertilización mineral por la fertilización orgánica. Además de considerar el N, sería recomendable en futuros estudios tener en cuenta el contenido en fósforo de la gallinaza, ya que es un producto con altas concentraciones y, aplicado en exceso al campo podría implicar un problema ambiental.

4. La alimentación de las gallinas es una pieza clave que influye en el N excretado por las gallinas. Las nuevas tendencias de alimentación animal, apuntan hacia el uso de insectos como fuente de proteína en avicultura. El estudio de la incorporación de esta nueva fuente de proteína y su impacto en el N excretado puede ser una nueva vía para la mitigación de las emisiones.
  
5. Recientemente se ha aprobado la Estrategia para Biodiversidad 2030 de la UE<sup>2</sup>. Las explotaciones intensivas de gallinas ponedoras pueden afectar al medio con las emisiones de NH<sub>3</sub> asociadas. Sería interesante profundizar en el conocimiento de la afección de las emisiones de NH<sub>3</sub> a la biodiversidad en el entorno de las granjas y ver es factible implantar medidas que puedan reducir la acidificación del medio y ver su efecto en el mantenimiento de la biodiversidad.

---

<sup>2</sup> [https://ec.europa.eu/environment/strategy/biodiversity-strategy-2030\\_en](https://ec.europa.eu/environment/strategy/biodiversity-strategy-2030_en)

# Referencias

## References





- Abín, R., Laca, A., Laca, A., & Díaz, M. (2018). Environmental assesment of intensive egg production: A Spanish case study. *Journal of Cleaner Production*, 179, 160–168. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.067>
- Adell, E. (2014). *Airborne particulate matter and bioaerosols in poultry and rabbit houses: quantification, characterization and reduction measures*. Universitat Politècnica de València. Retrieved from <https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/44231/ADELL - Material particulado y bioaerosoles en el aire de granjas de aves y conejos%3A cuantificaci....pdf?sequence=1>
- Alberdi, O., Arriaga, H., Calvet, S., Estellés, F., & Merino, P. (2016). Ammonia and greenhouse gas emissions from an enriched cage laying hen facility. *Biosystems Engineering*, 144, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2016.01.009>
- Alders, R. (2005). *Producción Avícola por beneficio y por Placer. Dirección de Sistemas de Apoyo a la Agricultura Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación*. (FAO, Ed.).
- Alimarket. (2020). Informe 2020 del sector de huevos en España. Retrieved April 7, 2021, from <https://www.alimarket.es/alimentacion/informe/315330/informe-2020-del-sector-de-huevos-en-espana>
- Andersson, K., Ohlsson, T., & Olsson, P. (1994). Life cycle assessment (LCA) of food products and production systems. *Trends in Food Science and Technology*, 5(5), 134–138. [https://doi.org/10.1016/0924-2244\(94\)90118-X](https://doi.org/10.1016/0924-2244(94)90118-X)
- Aranguren, M. (2021). *Wheat crop nitrogen nutritional diagnosis through the utilization of sensors and application of organic by-products. Chapter 3: Influence of wheat crop on carbon and nitrogen mineralization dynamics after the application of livestock manures*. University of the Basque Country.
- ASHRAE. (2001). ASHRAE fundamentals handbook e printed edition. *Atlanta, Georgia: American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers Inc.* <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Barreiro, N., Peuriot, A., Santiago, G., & Slezak, V. (2012). Water-based enhancement of the resonant photoacoustic signal from methane-air samples excited at 3.3  $\mu\text{m}$ . *Applied Physics B: Lasers and Optics*, 108(2), 369–375. <https://doi.org/10.1007/s00340-012-5018-5>
- Berckmans, D., & Norton, T. (2016). Precision livestock farming: examples for poultry. In *World's poultry congress* (pp. 79–87). Pekin.
- BESS, L. (2013). *Final report Munters Euroemme Fan EM50 1.5HP*. Retrieved from [http://msc.aisc.org/globalassets/modern-steel/steel-interchange/2003/052003\\_2003v05\\_si\\_web.pdf](http://msc.aisc.org/globalassets/modern-steel/steel-interchange/2003/052003_2003v05_si_web.pdf)
- Bittman, S., Dedina, M., Howard, C. M., Oenema, O., & Sutton, M. A. (2014). *Options for ammonia mitigation: Guidance from the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen. TFRN-CLRTAP, Centre of Ecology and Hydrology, UK.*
- Blanes, V., & Pedersen, S. (2005). Ventilation Flow in Pig Houses measured and calculated by Carbon Dioxide, Moisture and Heat Balance Equations. *Biosystems Engineering*, 92(4), 483–493.

<https://doi.org/10.1016/J.BIOSYSTEMSENG.2005.09.002>

- Bohnes, J. (2017). Requirements for ventilation systems in aviary houses. *Ideal Climate Conditions for Laying Hens*. Big Dutchman. Retrieved from <https://www.bigdutchman.com/en/pig-production/news/detail/requirements-for-ventilation-systems-in-aviary-houses/>
- Bottcher, R. W., Baughman, G. R., & Magura, J. T. (1996). Field measurements of fan speed and power use in poultry houses. *Journal of Applied Poultry Research*, 5, 56–62.
- Brady, N. C., & Weil, R. R. (2008). *The nature and properties of soils* (14th ed.). Upper Saddle River, N.J.: Pearson Prentice Hall. Retrieved from <https://lib.ugent.be/catalog/rug01:001813846#reference-details>
- Bremner, J. M. (1997). Sources of nitrous oxide in soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 49, 7–16.
- Brouwer, E. (1965). Report of Sub-Committee on constants and factors. *Proceedings of the 3rd Symposium on Energy Metabolism. May 1964. London: Academic Press*, (11), 441–443.
- Bustamante, E. (2015). *Optimisation of design for broiler poultry farms*. Universitat Politècnica de València. Retrieved from <https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/59450/BUSTAMANTE - OPTIMIZACION DE DISEÑO DE GRANJAS AVÍCOLAS DE POLLOS..pdf?sequence=1>
- Bustamante, E., Calvet, S., Estellés, F., Beltrán, P., Hospitaler, A., & Torres, A. G. (2013). Exploring Ventilation Efficiency in Poultry Buildings: The Validation of Computational Fluid Dynamics (CFD) in a Cross-Mechanically Ventilated Broiler Farm, 2605–2623. <https://doi.org/10.3390/en6052605>
- Bustamante, E., Guijarro, E., García-Diego, F. J., Balasch, S., Hospitaler, A., & Torres, A. G. (2012). Multisensor system for isothermical measurements to assess indoor climatic conditions in poultry farms. *Sensors (Switzerland)*, 12(5), 5752–5774. <https://doi.org/10.3390/s120505752>
- Butterbach-Bahl, K., Baggs, E. M., Dannenmann, M., Kiese, R., & Zechmeister-Boltenstern, S. (2013a). Nitrous oxide emissions from soils: How well do we understand the processes and their controls? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1621). <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0122>
- Butterbach-Bahl, K., Baggs, E. M., Dannenmann, M., Kiese, R., & Zechmeister-Boltenstern, S. (2013b). Nitrous oxide emissions from soils: How well do we understand the processes and their controls? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0122>
- Calvet, S., Cambra-López, M., Blanes-vidal, V., Estelle, F., Blanes-vidal, V., Estelés, F., & Torres, A. G. (2010). Ventilation rates in mechanically-ventilated commercial poultry buildings in Southern Europe : Measurement system development and uncertainty analysis. *Biosystems Engineering*, 106, 423–432. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2010.05.006>

- Calvet, S., Gates, R. S., Zhang, G., Estellés, F., Ogink, N. W. M., Pedersen, S., & Berckmans, D. (2013). Measuring gas emissions from livestock buildings: A review on uncertainty analysis and error sources. *Biosystems Engineering*, *116*(3), 221–231. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2012.11.004>
- Carr, L. E., Wheaton, F. W., & Douglass, L. W. (1990). Empirical models to determine ammonia concentrations from broiler chicken litter. *Transactions of the ASABE*, *33*(4)(4), 1337-1340.
- Casey, K. D., Gates, R. S., Wheeler, E. F., Xin, H., Liang, Y., Pescatore, A. J., & Ford, M. J. (2008). On-Farm Ventilation Fan Performance Evaluations and Implications. *Journal of Applied Poultry Research*, *17*(2), 283–295. <https://doi.org/10.3382/japr.2006-00055>
- CE. (2019). *Revisión de la aplicación de la política medioambiental de la UE 2019. Informe de España*. Brussels. Retrieved from [https://ec.europa.eu/environment/eir/pdf/report\\_es\\_es.pdf](https://ec.europa.eu/environment/eir/pdf/report_es_es.pdf)
- Ceylan, N., Ciftci, I., Mizrak, C., Kahraman, Z., & Efil, H. (2011). Influence of different dietary oil sources on performance and fatty acid profile of egg yolk in laying hens. *Journal of Animal and Feed Sciences*, *20*(1), 71–83. <https://doi.org/10.22358/jafs/66159/2011>
- Chai, L., Ni, J. Q., Diehl, C. A., Kilic, I., Heber, A. J., Chen, Y., ... Chen, L. (2012). Ventilation rates in large commercial layer hen houses with two-year continuous monitoring. *British Poultry Science*, *53*(1), 19–31. <https://doi.org/10.1080/00071668.2011.643766>
- Chapin, F. S., Matson, P. A., & Vitousek, P. M. (2012). *Principles of terrestrial ecosystem ecology. Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. New York: Springer-Verlag. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9504-9>
- Chepete, H. J., & Xin, H. (2004). Ventilation rates of a laying hen house based on new vs. old heat and moisture production data. *Applied Engineering in Agriculture*, *20*(6), 835–842.
- CIGR. (2002). *Climatization of animal houses. Heat and moisture production at animal and house levels. 4th Report of Work Group on Climatization of animal houses*.
- Cimini, A., & Moresi, M. (2018). Are the present standard methods effectively useful to mitigate the environmental impact of the 99% EU food and drink enterprises? *Trends in Food Science and Technology*, *77*, 42–53. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2018.05.005>
- Costa, A., Ferrari, S., & Guarino, M. (2012). Yearly emission factors of ammonia and particulate matter from three laying-hen housing systems. *Animal Production Science*, *52*(12), 1089. <https://doi.org/10.1071/AN11352>
- Costantini, M., Ferrante, V., Guarino, M., & Bacenetti, J. (2021). Environmental sustainability assessment of poultry productions through life cycle approaches: A critical review. *Trends in Food Science and Technology*, *110*, 201–212. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2021.01.086>
- CTL. (2009). *Guía De Mejores Técnicas Disponibles Para El Sector De*

- Explotaciones Intensivas de Aves En La Comunitat Valenciana*. Paterna.  
Retrieved from  
<http://agroambient.gva.es/documents/20550103/91057977/Guía+MTD+Aves/31468045-d765-4799-ac85-8958a2e3d375?version=1.1>
- Czarick, M., & Lacy, M. . (1995). “Direct drive 48” fans vs. “Belt driven 48” fans. *Poultry Housing Tips*, 7(8).
- Czarick, Michael, & Fairchild, B. (2017). Manejo de la ventilación del sistema túnel para aves jóvenes. *Poultry Times*, 63(26), 73–76. Retrieved from <https://seleccionesavicolas.com/avicultura/2018/05/manejo-de-la-ventilacion-del-sistema-tunel-para-aves-jovenes>
- Czarick, Michael, & Fairchild, B. D. (2004). *Electronic Tachometers. Poultry Housing Tips* (Vol. 16). Georgia.
- Daelman, M. R. J., De Baets, B., van Loosdrecht, M. C. M., & Volcke, E. I. P. (2013). Influence of sampling strategies on the estimated nitrous oxide emission from wastewater treatment plants. *Water Research*.  
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.03.016>
- Darnhofer, I., Lamine, C., Strauss, A., & Navarrete, M. (2016). The resilience of family farms: Towards a relational approach. *Journal of Rural Studies*, 44, 111–122. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2016.01.013>
- David, B., Mejdell, C., Michel, V., Lund, V., & Moe, R. O. (2015). Air Quality in Alternative Housing Systems may have an Impact on Laying Hen Welfare. Part II—Ammonia. *Animals*, 5(3), 886–896. <https://doi.org/10.3390/ani5030389>
- Davidson, E. A., Keller, M., Erickson, H. E., Verchot, L. V., & Veldkamp, E. (2000). Testing a Conceptual Model of Soil Emissions of Nitrous and Nitric Oxides: Using two functions based on soil nitrogen availability and soil water content. *BioScience*, 50(8), 667–680. Retrieved from <https://academic.oup.com/bioscience/article/50/8/667/243260>
- de Boer, W. J., & Ogink, N. W. M. (1994). The effect of ventilation and temperature on the emission of ammonia from an animal house for cattle: Determination of management effects and accuracy of measurements through the analysis of time series. *IMAG Report Wageningen, The Netherlands: Wageningen UR (in Dutch)*., (94), 15.
- Dekker, S. E. M., de Boer, I. J. M., Vermeij, I., Aarnink, A. J. A., & Koerkamp, P. W. G. G. (2011). Ecological and economic evaluation of Dutch egg production systems. *Livestock Science*, 139(1–2), 109–121.  
<https://doi.org/10.1016/j.livsci.2011.03.011>
- Dekock, J., Vranken, E., Gallmann, E., Hartung, E., & Berckmans, D. (2009). Optimisation and validation of the intermittent measurement method to determine ammonia emissions from livestock buildings. *Biosystems Engineering*, 104(3), 396–403.  
<https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2009.07.003>
- Delgado, J. A. (2002). Quantifying the loss mechanisms of nitrogen. *Journal of Soil and Water Conservation*, 57(6), 389–398. Retrieved from

<https://www.jswconline.org/content/57/6/389>

- Delin, S. (2011). Fertilizer value of nitrogen in hen and broiler manure after application to spring barley using different application timing. *Soil Use and Management*, 27(4), 415–426. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2011.00362.x>
- Demmers, T. G. M., Burgess, L. R., Short, J. L., Philips, V. R., Clark, J. A., & Wathes, C. M. (1999). Ammonia emissions from two mechanically ventilated livestock buildings. *Atmospheric Environment*, 33, 217–227.
- Djekic, I., & Tomasevic, I. (2016). Environmental impacts of the meat chain - Current status and future perspectives. *Trends in Food Science and Technology*, 54, 94–102. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2016.06.001>
- Donald, J., & Campbell, J. (2004). Fan belts, pulleys, shutters, cool pads and profits, the poultry engineering. *Economics and Management Newsletter Auburn University, Auburn, Alabama*, 2.
- Donham, K. J., Cumro, D., & Reynolds, S. (2002). Synergistic effects of dust and ammonia on the occupational health effects of poultry production workers. *Journal of Agromedicine*, 8(2), 57–76. [https://doi.org/10.1300/J096v08n02\\_09](https://doi.org/10.1300/J096v08n02_09)
- Dorset. (2020). *Drying system for biomass and poultry litter*. Aalten. Retrieved from [https://www.dorset.nu/wp-content/uploads/2018/06/GM-EN-Dorset-Drying-System-for-Biomass-and-Poultry-Litter\\_OKT-2016.pdf](https://www.dorset.nu/wp-content/uploads/2018/06/GM-EN-Dorset-Drying-System-for-Biomass-and-Poultry-Litter_OKT-2016.pdf)
- Drózdź, D., Wystalska, K., Malińska, K., Grosser, A., Grobelak, A., & Kacprzak, M. (2020). Management of poultry manure in Poland - Current state and future perspectives. *Journal of Environmental Management*, 264, 110327. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110327>
- Duque-Acevedo, M., Belmonte-Ureña, L. J., Yakovleva, N., & Camacho-Ferre, F. (2020). Analysis of the circular economic production models and their approach in agriculture and agricultural waste biomass management. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(24), 1–34. <https://doi.org/10.3390/ijerph17249549>
- EC. (1999). Council Directive 99/74/EC of 19 July 1999 laying down minimum standards for the protection of laying hens. *Official Journal of the European Communities*, 203(6), 53–57. Retrieved from <http://data.europa.eu/eli/dir/1999/74/oj>
- EC. (2001). *Directive 2001/81/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2001 on national emission ceilings for certain atmospheric pollutants*. Brussels. Retrieved from <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32001L0081&from=EN>
- EC. (2014). *Framework for climate and energy 2030. Outcome of the October 2014 European Council*. Brussels. Retrieved from [https://ec.europa.eu/clima/sites/default/files/strategies/2030/docs/2030\\_euco\\_conclusions\\_en.pdf](https://ec.europa.eu/clima/sites/default/files/strategies/2030/docs/2030_euco_conclusions_en.pdf)
- EC. (2017). *EU agricultural outlook for the agricultural markets and income 2017-2030*. Retrieved from

- <http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC92618/jrc92618online.pdf>
- EC. (2019). *Communication from the Commission to the European Parliament, the European Council, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. The European Green Deal*. Brussels. Retrieved from <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52019DC0640>
- EC. (2021). *Eggs market situation Dashboard in the European Union*. Brussels. Retrieved from [https://ec.europa.eu/info/sites/info/files/food-farming-fisheries/farming/documents/eggs-dashboard\\_en.pdf](https://ec.europa.eu/info/sites/info/files/food-farming-fisheries/farming/documents/eggs-dashboard_en.pdf)
- Edouard, N., Mosquera, J., Van-Dooren, H. J. C., Mendes, L. B., & Ogink, N. W. M. (2016). Comparison of CO<sub>2</sub>- and SF<sub>6</sub>- based tracer gas methods for the estimation of ventilation rates in a naturally ventilated dairy barn. *Biosystems Engineering*, 149, 11–23. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2016.06.001>
- EEA. (2020a). *Annual European Union greenhouse gas inventory 1990–2018 and inventory report 2020*. Copenhagen. Retrieved from [file:///C:/Users/Edu/Downloads/EU NIR May 2020\\_v2 \(1\).pdf](file:///C:/Users/Edu/Downloads/EU%20NIR%20May%202020_v2%20(1).pdf)
- EEA. (2020b). National emissions reported to the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (LRTAP Convention) (database). European Environment Agency. Retrieved from <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/national-emissions-reported-to-the-convention-on-long-range-transboundary-air-pollution-lrtap-convention-14>
- Ellison, S. L. R., & Williams, A. (2012). *Guía de Cuantificación de la Incertidumbre en Medidas Analíticas*. Eurachem/Citac. Retrieved from [http://www.citac.cc/QUAM2012\\_P1\\_ES.pdf](http://www.citac.cc/QUAM2012_P1_ES.pdf)
- EMEP. (2018). *Informative Inventory Report- Spanish ministry of Agriculture, fishing, food and environment*. Madrid. Retrieved from [http://www.ceip.at/ms/ceip\\_home1/ceip\\_home/status\\_reporting/2018\\_submissions/](http://www.ceip.at/ms/ceip_home1/ceip_home/status_reporting/2018_submissions/)
- EMEP. (2019). EMEP/EEA air pollutant emission inventory Guidebook: 3.B Manure management (pp. 6–7). Luxembourg. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- ENEK. (2019). *Informe estadístico de los operadores de producción agroalimentaria ecológica de Euskadi*. Amorebieta. Retrieved from <https://www.ekolurra.eus/files/2021/02/eneek-estadistika-2019.pdf>
- EPA. (2010). *Methane and Nitrous Oxide Emissions from Natural Sources*. Washington, DC. Retrieved from <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockkey=P100717T.txt>
- Estellés, F., Bustamante, E., & Calvet, S. (2013). *Climatización y control ambiental en avicultura*. Valencia. Retrieved from [https://www.produccion-animal.com.ar/produccion\\_aves/produccion\\_avicola/125-climatizacion.pdf](https://www.produccion-animal.com.ar/produccion_aves/produccion_avicola/125-climatizacion.pdf)
- Estelles, F., Fernandez, N., Torres, A. G., & Calvet, S. (2011). Use of CO<sub>2</sub> balances to determine ventilation rates in a fattening rabbit house. *Spanish Journal of*

- Agricultural Research*, 9(3), 713–720. <https://doi.org/10.5424/sjar/20110903-368-10>
- EU. (2010). *Directive 2010/75/EU of the European Parliament and of the Council of 24 November 2010 on industrial emissions (integrated pollution prevention and control)*. Brussels. Retrieved from <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32010L0075&from=EN>
- EU. (2016). Directive 2016/2284 of the European Parliament and of the Council of the European Union of 14 December 2016 on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants. *Official Journal of the European Union*. Brussels: European Union. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2013.3381>
- EU. (2017). *Stratégie européenne pour la promotion des cultures protéagineuses - Encourager la production de protéagineuses et de légumineuses dans le secteur agricole européen. 2017/2116(INI)*. Brussels. Retrieved from <https://oeil.secure.europarl.europa.eu/oeil/popups/printficheglobal.pdf?id=683845&l=fr>
- EU. (2020a). *Circular Economy Action Plan for a cleaner and more competitive Europe*. Retrieved from [https://ec.europa.eu/environment/pdf/circular-economy/new\\_circular\\_economy\\_action\\_plan.pdf](https://ec.europa.eu/environment/pdf/circular-economy/new_circular_economy_action_plan.pdf)
- EU. (2020b). Farm to Fork Strategy, European Commission. *DG SANTE/Unit 'Food Information and Composition, Food Waste''*. Retrieved from [https://ec.europa.eu/food/farm2fork\\_en](https://ec.europa.eu/food/farm2fork_en)
- European Union. (2010). Directive 2010/75/EU of the European Parliament and of the Council of the European Union of 24 November 2010 on industrial emissions (integrated pollution prevention and control).
- Euskalmet. (2018). *Meteorological stations: Readings collected in 2015 and 2016. Basque Meteorology Agency (www.euskalmet.eus)*.
- Euskalmet. (2021). Euskalmet | Agencia vasca de meteorología. Climate data in the region. Retrieved April 16, 2021, from <https://www.euskalmet.euskadi.eus/clima/euskadi/>
- Fabbri, C., Valli, L., Guarino, M., Costa, A., & Mazzotta, V. (2007). Ammonia, methane, nitrous oxide and particulate matter emissions from two different buildings for laying hens. *Biosystems Engineering*, 97(4), 441–455. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2007.03.036>
- FAO. (2001). *Global estimates of gaseous emissions of NH<sub>3</sub>, NO and N<sub>2</sub>O from agricultural land. Chapter 2 - Regulating*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. Retrieved from [http://www.fao.org/3/Y2780E/y2780e00.htm#P-1\\_0](http://www.fao.org/3/Y2780E/y2780e00.htm#P-1_0)
- FAO. (2009). FAO's Director-General on How to Feed the World in 2050. *Population and Development Review*, 35(4), 837–839. <https://doi.org/10.1111/j.1728-4457.2009.00312.x>
- FAO. (2015a). "4 per 1000" Initiative - *Soils for food security and climateOOD SECURITY*. Paris. Retrieved from <https://www.4p1000.org/sites/default/files/content/en-4pour1000-8pages.pdf>

- FAO. (2015b). *Egg Facts. Food and Agriculture Organization of the United Nations*. Rome. Retrieved from <http://www.fao.org/assets/infographics/FAO-Infographic-egg-facts-en.pdf>
- FAO. (2017). *The future of food and agriculture – Trends and challenges. Food and Agriculture Organization of the United Nations*. Rome. <https://doi.org/ISBN978-92-5-109551-5>
- FAO. (2018). *The future of food and agriculture – Alternative pathways to 2050. Supplementary material*. Rome. Retrieved from <http://www.fao.org/3/CA1564EN/CA1564EN.pdf>
- FAO. (2019). *Huevos: aprovechar su potencial para luchar contra el hambre y la malnutrición. Foro Global sobre Seguridad Alimentaria y Nutrición*. Retrieved from <http://www.fao.org/3/ca3569es/ca3569es.pdf>
- FAO. (2020). Gateway to poultry production and products. Retrieved March 16, 2021, from <http://www.fao.org/poultry-production-products/production/management-and-housing/waste-management/en/>
- FAOSTAT. (2021). FAOSTAT: Statistical database about global egg production. Retrieved March 16, 2021, from <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QL>
- FER. (2020). *Agricultura familiar en España. Anuario 2020*. Madrid. Retrieved from [https://www.upa.es/upa/\\_depot/\\_adjuntos/135dc2edd8540621594721410.pdf](https://www.upa.es/upa/_depot/_adjuntos/135dc2edd8540621594721410.pdf)
- Firestone, M. K., & Davidson, E. A. (1989). Microbial basis of NO and N<sub>2</sub>O production and consumption in soils. (M. O. Andreae & D. S. Schimel, Eds.), *Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere*. Wiley and Sons.
- Fournel, S., Pelletier, F., Godbout, S., Lagacé, R., & Feddes, J. J. R. (2012). Odour emissions, hedonic tones and ammonia emissions from three cage layer housing systems. *Biosystems Engineering*, *112*(3), 181–191. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2012.03.010>
- Fournel, S., Rousseau, A. N., & Laberge, B. (2017). Rethinking environment control strategy of confined animal housing systems through precision livestock farming. *Biosystems Engineering*, *155*, 96–123. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2016.12.005>
- Freeman, S. R., Poore, M. H., Middleton, T. F., & Ferket, P. R. (2009). Alternative methods for disposal of spent laying hens: Evaluation of the efficacy of grinding, mechanical deboning, and of keratinase in the rendering process. *Bioresource Technology*, *100*(19), 4515–4520. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.01.077>
- Fuentes, P. (2011). Ventilación como factor determinante en el coste de energía. *Jornada Técnica Sobre Climatización En Instalaciones Avícolas*. Zaragoza: Asociación Española de Ciencia Avícola. Retrieved from [https://www.wpsa-aeca.es/aeca\\_imgs\\_docs/ventilacion\\_factor\\_coste\\_energia\\_\\_fuentes\\_p\\_2011.pdf](https://www.wpsa-aeca.es/aeca_imgs_docs/ventilacion_factor_coste_energia__fuentes_p_2011.pdf)
- Fundación Entorno. (2006). *Manual de Eficiencia Energética en granjas avícolas de puesta*. Madrid. Retrieved from <https://www.wpsa->



aeca.es/aeca\_imgs\_docs/anexo\_2.\_programa\_para\_la\_mejora\_de\_la\_eficiencia\_energetica\_de\_la\_pyme\_04125524.pdf

- García, S. (2013). ¿Qué diseño de la ventilación es el más adecuado? Casos prácticos - Avicultura. *Selecciones Avícolas*, (669). Retrieved from <https://avicultura.com/que-diseno-de-la-ventilacion-es-el-mas-adecuado-casos-practicos/>
- Garrido, F., Hénault, C., Gaillard, H., Pérez, S., & Germon, J. C. (2002). N<sub>2</sub>O and NO emissions by agricultural soils with low hydraulic potentials. *Soil Biology and Biochemistry*, 34(5), 559–575. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00172-9](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00172-9)
- Gates, R., Casey, K. D., Xin, H., & Burns, R. T. (2009). Building emissions uncertainty estimates. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 52(4), 1345–1351. Retrieved from <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-69549086287&partnerID=40&md5=b1f61404fb16127c313583bef2f5f390>
- Gates, R. S., Casey, K. D., Xin, H., Wheeler, E. F., & Simmons, J. D. (2004). Fan Assessment Numeration System (FANS) design and calibration specifications. *Transactions of the ASABE*, 47(5), 1709–1715. <https://doi.org/10.13031/2013.17613>
- Gates, R. S., Xin, H., Casey, K. D., Liang, Y., & Wheeler, E. F. (2005). Method for measuring ammonia emissions from poultry houses. *Journal of Applied Poultry Research*, 14(3), 622–634.
- Ghasempour, A., & Ahmadi, E. (2016). Assessment of environment impacts of egg production chain using life cycle assessment. *Journal of Environmental Management*, 183, 980–987. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.09.054>
- González-García, S., Green, R. F., Scheelbeek, P. F., Harris, F., & Dangour, A. D. (2020). Dietary recommendations in Spain –affordability and environmental sustainability? *Journal of Cleaner Production*, 254, 120125. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120125>
- GRA. (2018). *Livestock development and climate change: The benefits of advanced greenhouse gas inventories*. Retrieved from [https://cgspace.cgiar.org/bitstream/handle/10568/76520/Inventory\\_Brochure\\_Final.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://cgspace.cgiar.org/bitstream/handle/10568/76520/Inventory_Brochure_Final.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Granli, T., & Bockman, O. . (1994). Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences*, 12.
- Groenestein, C. M., Hutchings, N. J., Haenel, H. D., Amon, B., Menzi, H., Mikkelsen, M. H., ... Webb, J. (2019). Comparison of ammonia emissions related to nitrogen use efficiency of livestock production in Europe. *Journal of Cleaner Production*, 211, 1162–1170. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.143>
- Groot-Koerkamp, P. W. G. (1994). Review on Emissions of Ammonia from Housing Systems for Laying Hens in Relation to Sources, Processes, Building Design and Manure Handling. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 59, 73–

- Guenet, B., Gabrielle, B., Chenu, C., Arrouays, D., Balesdent, J., Bernoux, M., ... Zhou, F. (2021). Can N<sub>2</sub>O emissions offset the benefits from soil organic carbon storage? *Global Change Biology*, 27(2), 237–256. <https://doi.org/10.1111/gcb.15342>
- Guthrie, S., Giles, S., Dunkerley, F., Tabaqchali, H., Harshfield, A., Ioppolo, B., & Manville, C. (2018). *The impact of ammonia emissions from agriculture on biodiversity. An evidence synthesis*. Cambridge. Retrieved from [www.randeurope.org](http://www.randeurope.org)
- Hassouna, M., Eglin, T., Cellier, P., Colomb, V., Cohan, J.-P., Decuq, C., ... Edouard, N. (2016). *Measuring emissions from livestock farming: greenhouse gases, ammonia and nitrogen oxides*. Paris. Retrieved from <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01567208>
- Hayes, E. T., Curran, T. P., & Dodd, V. A. (2006). Odour and ammonia emissions from intensive poultry units in Ireland. *Bioresource Technology*, 97(7), 940–948. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.04.023>
- Hayes, M. D., Xin, H., Li, H., Shepherd, T. A., & Zhao, Y. (2013). *Heat and Moisture Production of Hy-Line Brown Hens in Aviary Houses in the Midwestern U.S.* Retrieved from [http://lib.dr.iastate.edu/abe\\_eng\\_pubs](http://lib.dr.iastate.edu/abe_eng_pubs)
- Hénault, C., Bizouard, F., Laville, P., Gabrielle, B., Nicoullaud, B., Germon, J. C., & Cellier, P. (2005). Predicting in situ soil N<sub>2</sub>O emission using NOE algorithm and soil database. *Global Change Biology*, 11(1), 115–127. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00879.x>
- Hernández, D. L., Vallano, D. M., Zavaleta, E. S., Tzankova, Z., Pasari, J. R., Weiss, S., ... Morozumi, C. (2016). Nitrogen Pollution Is Linked to US Listed Species Declines. *BioScience*, 66(3), 213–222. <https://doi.org/10.1093/biosci/biw003>
- Hinz, T. (2005). *Methods to measure ammonia emissions from agriculture: Basic principles and limitation in practical use*. In: Kuczynski, T., Dämmgen, U., Webb, J., Myczko, A. (Eds.), *Emissions from European Agriculture. Emissions from European Agriculture* (Vol. 384). The Netherlands: Wageningen Academic.
- Hoff, S. J., Bundy, D. S., Nelson, M. A., Zelle, B. C., Jacobson, L. D., Heber, A. J., ... Beasley, D. B. (2009). Real-time airflow rate measurements from mechanically ventilated animal buildings. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 59(6), 683–694. <https://doi.org/10.3155/1047-3289.59.6.683>
- Holden, N. M., Wolfe, M. L., Ogejo, J. A., & Cummins, E. J. (2021). *Introduction to Biosystems Engineering*. ASABE and Virginia Tech Publishing. Retrieved from <https://doi.org/10.21061/IntroBiosystemsEngineering>
- Huffman, H. (2007). Poultry Barn Ventilation. In *Eastern Ontario Poultry Conference*. Ontario.
- Instituto de Estudios del Huevo. (2009). *El gran libro del huevo*. (María del Mar Fernández & A. Lobato, Eds.) (2009th ed.). Madrid: Instituto de Estudios del

- Huevo. Retrieved from  
[http://www.institutohuevo.com/images/archivos/el\\_gran\\_libro\\_del\\_huevo.pdf](http://www.institutohuevo.com/images/archivos/el_gran_libro_del_huevo.pdf)
- IPCC. (1997). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Volume I Reporting Instructions*. Paris.
- IPCC. (2007). *Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Geneva. Retrieved from  
<https://www.ipcc.ch/report/ar4/syr/>
- IPCC. (2014). *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Geneva. Retrieved from  
<https://www.ipcc.ch/report/ar5/syr/>
- Isbell, F., Reich, P. B., Tilman, D., Hobbie, S. E., Polasky, S., & Binder, S. (2013). Nutrient enrichment, biodiversity loss, and consequent declines in ecosystem productivity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *110*(29), 11911–11916.  
<https://doi.org/10.1073/pnas.1310880110>
- Janni, K. A., Jacobson, L. D., Nicolai, R. E., Hetchler, B., & Johnson, V. J. (2005). Airflow reduction of large belt-driven exhaust ventilation fans with shutters and loose belts. In *Livestock Environment VIII, Proceedings of the Seventh International Symposium, May 2005, Beijing, China* (pp. 245–251).
- Jaramillo, C. (2016). *Mineralización de la gallinaza y de los restos de cosecha en el suelo. Aplicación al cultivo de la coliflor en la Huerta de Valencia*. Universitat politècnica de València, Valencia.
- JCGM. (2008). Evaluation of measurement data - Guide to the expression of uncertainty in measurement. *International Organization for Standardization Geneva ISBN*, 134. <https://doi.org/10.1373/clinchem.2003.030528>
- Kafle, G. K., Joo, H. S., & Ndegwa, P. M. (2018). Sampling duration and frequency for determining emission rates from naturally ventilated dairy barns. *Transactions of the ASABE*. <https://doi.org/10.13031/trans.12543>
- Kanani, F., Heidari, M. D., Gilroyed, B. H., & Pelletier, N. (2020). Waste valorization technology options for the egg and broiler industries: A review and recommendations. *Journal of Cleaner Production*, *262*, 121129.  
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121129>
- Karassik, I. J., Messina, J. P., Cooper, P., & Heald, C. C. (1976). *Pump handbook*. (McGRAW-HILL, Ed.), *AIChE Journal* (Third edit, Vol. 22).  
<https://doi.org/10.1002/aic.690220632>
- Kelleghan, D. B., Hayes, E. T., Everard, M., & Curran, T. P. (2021). Predicting atmospheric ammonia dispersion and potential ecological effects using monitored emission rates from an intensive laying hen facility in Ireland. *Atmospheric Environment*, *247*, 118214.  
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118214>
- Kitzler, B., Zechmeister-Boltenstern, S., Holtermann, C., Skiba, U., & Butterbach-

- Bahl, K. (2006). Nitrogen oxides emission from two beech forests subjected to different nitrogen loads. *Biogeosciences*, 3(3), 293–310. <https://doi.org/10.5194/bg-3-293-2006>
- Koivunen, E., Tuunainen, P., Valkonen, E., Rossow, L., & Valaja, J. (2014). Use of faba beans (*Vicia faba* L.) in diets of laying hens. *Agricultural and Food Science*, 23(3), 165–172. <https://doi.org/10.23986/afsci.41329>
- Koivunen, E., Tuunainen, P., Valkonen, E., & Valaja, J. (2015). Use of semi-leafless peas (*Pisum sativum* L) in laying hen diets. *Agricultural and Food Science*, 24(2), 84–91. <https://doi.org/10.23986/afsci.48421>
- Korhonen, J., Honkasalo, A., & Seppälä, J. (2018). Circular Economy: The Concept and its Limitations. *Ecological Economics*, 143(January), 37–46. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.06.041>
- Kristensen, H. H., Burgess, L. R., Demmers, T. G. ., & Wathes, C. M. (2000). The preferences of laying hens for different concentrations of atmospheric ammonia. *Applied Animal Behaviour Science*, 68(4), 307–318. [https://doi.org/10.1016/S0168-1591\(00\)00110-6](https://doi.org/10.1016/S0168-1591(00)00110-6)
- Lallemant, N., & Weber, R. (1996). A computationally efficient procedure for calculating gas radiative properties using the exponential wide band model. *International Journal of Heat and Mass Transfer*, 39(15), 3273–3286. [https://doi.org/10.1016/0017-9310\(95\)00400-9](https://doi.org/10.1016/0017-9310(95)00400-9)
- Leinonen, I., Williams, A. G., Wiseman, J., Guy, J., & Kyriazakis, I. (2012). Predicting the environmental impacts of chicken systems in the united kingdom through a life cycle assessment: Egg production systems. *Poultry Science*, 91(1), 26–40. <https://doi.org/10.3382/ps.2011-01635>
- Leip, A. (2015). Impacts of European livestock production: nitrogen, sulphur, phosphorus and greenhouse gas emissions, land-use, water eutrophication and biodiversity. *Environ. Res. Lett.*, 10(115004). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/11/115004>
- Leip, A., Weiss, F., Wassenaar, T., Perez, I., Fellmann, T., Loudjani, P., ... Biala, K. (2010). *Evaluation of the livestock sector's contribution to the EU greenhouse gas emissions (GGELS)-Final report*. Ispra. Retrieved from [http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Franz\\_Mark-The\\_Yellow\\_Cow-1911.jpg](http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Franz_Mark-The_Yellow_Cow-1911.jpg)
- Li, H., Xin, H., Burns, R. T., Roberts, S. A., Li, S., Kliebenstein, J., & Bregendahl, K. (2012). Reducing ammonia emissions from laying-hen houses through dietary manipulation. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 62(2), 160–169. <https://doi.org/10.1080/10473289.2011.638414>
- Li, H., Xin, H., Liang, Y., Gates, R. S., Wheeler, E. F., & Heber, A. J. (2005). Comparison of Direct Vs. Indirect Ventilation Rate Determinations in Layer Barns Using Manure Belts. *Transactions of the ASABE*, 48(1), 367–372.
- Liang, Y., Xin, H., Wheeler, E. F., Gates, R. S., Li, H., Zajaczkowski, J. L., ... Zajaczkowski, F. J. (2005). Ammonia Emissions from U.S. Laying Hen Houses in Iowa and Pennsylvania. *Transactions of the ASABE*, 48(5), 1927–1941.

- <https://doi.org/10.13031/2013.20002>
- Lin, X., Zhang, R., Jiang, S., & El-Mashad, H. (2017). Losses of Solids, Moisture, Nitrogen, Phosphorus, Potassium, Carbon, and Sulfur from Laying-Hen Manure in Storage Facilities. *Water, Air, & Soil Pollution*, 228(3), 102. <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3275-y>
- Liu, W., Ling, N., Guo, J., Ruan, Y., Wang, M., Shen, Q., & Guo, S. (2021). Dynamics of the antibiotic resistome in agricultural soils amended with different sources of animal manures over three consecutive years. *Journal of Hazardous Materials*, 401, 123399. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123399>
- Liu, Z., Wang, L., & Beasley, D. B. (2006). A Review of Emission Models of Ammonia Released from Broiler Houses. In *ASAE Annual Meeting* (pp. 6–10). St. Joseph, MI: American Society of Agricultural and Biological Engineers. <https://doi.org/10.13031/2013.21568>
- Lohmann Tierzucht. (2016). *Management guide “Lohmann Brown-Classic.”* Retrieved from <http://www.ltz.de/de-wAssets/docs/management-guides/en/Case/Brown/LTZ-Management-Guide-LB-Classic-EN.pdf>
- Lohmann Tierzucht. (2017). *Guía de manejo Lohmann brown-Classic ponedoras en sistema de jaulas.* Retrieved from <http://ibertec.es/docs/productos/lbcbrown.pdf>
- LohmannTierzucht. (2016). *Online management guide “Lohmann Brown-Classic.”*
- López-Fernández, S., Díez, J. A., Hernáiz, P., Arce, A., García-Torres, L., & Vallejo, A. (2007). Effects of fertiliser type and the presence or absence of plants on nitrous oxide emissions from irrigated soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 78(3), 279–289. <https://doi.org/10.1007/s10705-007-9091-9>
- Mak, T. M. W., Xiong, X., Tsang, D. C. W., Yu, I. K. M., & Poon, C. S. (2020a). Sustainable food waste management towards circular bioeconomy: Policy review, limitations and opportunities. *Bioresource Technology*, 297(November 2019). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122497>
- Mak, T. M. W., Xiong, X., Tsang, D. C. W., Yu, I. K. M., & Poon, C. S. (2020b). Sustainable food waste management towards circular bioeconomy: Policy review, limitations and opportunities. *Bioresource Technology*, 297(October 2019). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122497>
- MAPA. (2019). *Informe del consumo de alimentación en España.* Madrid. Retrieved from [https://www.mapa.gob.es/es/alimentacion/temas/consumo-tendencias/informe2019\\_v2\\_tcm30-540250.pdf](https://www.mapa.gob.es/es/alimentacion/temas/consumo-tendencias/informe2019_v2_tcm30-540250.pdf)
- MAPA. (2020a). *Caracterización del sector avícola de puesta. Año 2019.* Madrid.
- MAPA. (2020b). *El sector de la avicultura de puesta en cifras: principales indicadores económicos. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.* Madrid. Retrieved from [https://www.mapa.gob.es/es/ganaderia/temas/produccion-y-mercados-ganaderos/indicadorespuesta2019\\_parapublicar\\_tcm30-381335.pdf](https://www.mapa.gob.es/es/ganaderia/temas/produccion-y-mercados-ganaderos/indicadorespuesta2019_parapublicar_tcm30-381335.pdf)
- MAPAMA. (2017a). *Bases zootécnicas para el cálculo del balance alimentario de*

*nitrógeno y de fósforo en aves de puesta*. Madrid. Retrieved from [https://www.mapa.gob.es/es/ganaderia/temas/ganaderia-y-medio-ambiente/bases\\_zootecnicas\\_para\\_el\\_calculo\\_del\\_balance\\_alimentario\\_-\\_aves\\_de\\_puesta\\_tcm30-440948.pdf](https://www.mapa.gob.es/es/ganaderia/temas/ganaderia-y-medio-ambiente/bases_zootecnicas_para_el_calculo_del_balance_alimentario_-_aves_de_puesta_tcm30-440948.pdf)

- MAPAMA. (2017b). El sector de la avicultura de puesta en cifras: Principales indicadores Económicos 2017.
- MAPAMA. (2017c). *Guía de las Mejores Técnicas Disponibles para reducir el impacto ambiental de la ganadería*. Madrid.
- MARM. (2010a). *Caracterización de sistemas de gestión de deyecciones. Sector aves de puesta*. Madrid.
- MARM. (2010b). *Guía de mejores técnicas disponibles del sector de la avicultura de puesta*. Madrid. Retrieved from [https://www.mapa.gob.es/es/ganaderia/publicaciones/GuiaMTDsSectorAvicultu raPuesta\\_tcm30-105318.pdf](https://www.mapa.gob.es/es/ganaderia/publicaciones/GuiaMTDsSectorAvicultu raPuesta_tcm30-105318.pdf)
- Marshall, S. B., Wood, C. W., Braun, L. C., Cabrera, M. L., Mullen, M. D., & Guertal, E. A. (1998). Ammonia Volatilization from Tall Fescue Pastures Fertilized with Broiler Litter. *Journal of Environmental Quality*, 27(5), 1125–1129. <https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700050018x>
- Melse, R. W., & Ogink, N. W. M. (2005). Air scrubbing techniques for ammonia and odor reduction at livestock operations: Review of on-farm research in the Netherlands. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 48(6), 2303–2313. <https://doi.org/10.13031/2013.20094>
- Merino, P., Arriaga, H., Salcedo, G., Pinto, M., & Calsamiglia, S. (2008). Dietary modification in dairy cattle: Field measurements to assess the effect on ammonia emissions in the Basque Country. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 123(1–3), 88–94. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.05.003>
- Merino, P., Estavillo, J. M., Graciolli, L. A., Pinto, M., Lacuesta, M., Muñoz-Rueda, A., & Gonzalez-Murua, C. (2002). Mitigation of N<sub>2</sub>O emissions from grassland by nitrification inhibitor and Actilith F2 applied with fertilizer and cattle slurry. *Soil Use and Management*, 18(2), 135–141. <https://doi.org/10.1079/SUM2002120>
- Miedema, L., & Vandenberg, J. (2019). *Evaluating Manure Belt Dryers in Alberta Layer Barns*. Alberta.
- Miola, E. C. C., Rochette, P., Chantigny, M. H., Angers, D. A., Aita, C., Gasser, M.-O., ... Bertrand, N. (2014). Ammonia Volatilization after Surface Application of Laying-Hen and Broiler-Chicken Manures. *Journal of Environmental Quality*, 43(6), 1864–1872. <https://doi.org/10.2134/jeq2014.05.0237>
- Moore, P. A., Miles, D., Burns, R., Pote, D., Berg, K., & Choi, I. H. (2011). Ammonia Emission Factors from Broiler Litter in Barns, in Storage, and after Land Application. *Journal of Environmental Quality*, 40(5), 1395–1404. <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0383>
- Morello, G. M. (2011). Influence of fan operations on FANS (Fan Assessment Numeration System) test results. *University of Kentucky Master's Theses*, 153.

- Moscatelli, G., Fabbri, C., Valli, L., & Mantovi, P. (2008). External drying tunnel for droppings of laying hens: ammonia, GHG and odour emissions. In *Ramiran, 13th International Conference of the FAO ESCORENA* (pp. 367–370). Retrieved from [http://ramiran.uvlf.sk/doc08/RAMIRAN\\_2008/Moscatelli.pdf](http://ramiran.uvlf.sk/doc08/RAMIRAN_2008/Moscatelli.pdf)
- Mosquera, J. (2007). *Ammonia: The case of the Netherlands. Chapter 6: Measurement methods and strategies*. (D. A. J. Starmans & K. W. Van der Hoek, Eds.), *Ammonia: The Case of the Netherlands*. Wageningen, The Netherlands: Wageningen Academic Publishers. <https://doi.org/10.3920/978-90-8686-597-0>
- Mosquera, J., & Ogink, N. W. M. (2011). Reducing the sampling periods required in protocols for establishing ammonia emissions from pig fattening buildings using measurements and modelling. *Biosystems Engineering*, *110*(2), 90–96. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2011.06.010>
- MTERD. (2021a). Gases eutrofizantes. Retrieved May 24, 2021, from [https://www.miteco.gob.es/en/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/atmosfera-y-calidad-del-aire/emisiones/prob-amb/gases\\_eutrofizantes.aspx](https://www.miteco.gob.es/en/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/atmosfera-y-calidad-del-aire/emisiones/prob-amb/gases_eutrofizantes.aspx)
- MTERD. (2021b). *Informe de Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero. Comunicación a la Comisión Europea en cumplimiento del reglamento 252/2013/EU*. Madrid. Retrieved from [https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/sistema-espanol-de-inventario-sei/es-2021-nir\\_tcm30-523942.pdf](https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/sistema-espanol-de-inventario-sei/es-2021-nir_tcm30-523942.pdf)
- MTERD. (2021c). *Ley de cambio climático y transición energética*. Madrid. Retrieved from [https://www.congreso.es/public\\_oficiales/L14/CONG/BOCG/A/BOCG-14-A-19-1.PDF](https://www.congreso.es/public_oficiales/L14/CONG/BOCG/A/BOCG-14-A-19-1.PDF)
- MTERD. (2021d). *Spanish Informative Inventory Report. Submission to the secretariat of the Geneva convention and EMEP programme*. Madrid. Retrieved from [https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/sistema-espanol-de-inventario-sei/es-iir\\_2021\\_tcm30-523944.pdf](https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/sistema-espanol-de-inventario-sei/es-iir_2021_tcm30-523944.pdf)
- Mukhtar, S., Rose, A., Capareda, S., Boriack, C., Lacey, R., & Shaw, B. (2003). Assessment of ammonia adsorption onto Teflon and LDPE tubing used in pollutant stream conveyance. *Agricultural Engineering International: The CIGR Journal of Scientific Research and Development*, *V*.
- Nahm, K. H. (2003). Evaluation of the nitrogen content in poultry manure. *World's Poultry Science Journal*, *59*(1), 77–88. <https://doi.org/10.1079/WPS20030004>
- Naylor, T. A., Wiedemann, S. G., Phillips, F. A., Warren, B., McGahan, E. J., & Murphy, C. M. (2016a). Emissions of nitrous oxide, ammonia and methane from Australian layer-hen manure storage with a mitigation strategy applied. *Animal Production Science*, *56*(9), 1367. <https://doi.org/10.1071/AN15584>
- Naylor, T. A., Wiedemann, S. G., Phillips, F. A., Warren, B., McGahan, E. J., & Murphy, C. M. (2016b). Emissions of nitrous oxide, ammonia and methane from Australian layer-hen manure storage with a mitigation strategy applied. *Animal Production Science*, *56*(9), 1367. <https://doi.org/10.1071/AN15584>

- Ndegwa, P. M., Vaddella, V. K., Hristov, A. N., & Joo, H. S. (2009). Measuring Concentrations of Ammonia in Ambient Air or Exhaust Air Stream using Acid Traps. *Journal of Environmental Quality*, 38(2), 647–653. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0211>
- NFACC. (2017). *Code of practice for the care and handling of pullets and laying hens*. Ottawa: National Farm Animal Care Council. Retrieved from [https://www.nfacc.ca/pdfs/pullets\\_and\\_laying\\_hens\\_code\\_of\\_practice.pdf](https://www.nfacc.ca/pdfs/pullets_and_laying_hens_code_of_practice.pdf)
- Ni, J. Q., Chai, L., Chen, L., Bogan, B. W., Wang, K., Cortus, E. L., ... Diehl, C. A. (2012). Characteristics of ammonia, hydrogen sulfide, carbon dioxide, and particulate matter concentrations in high-rise and manure-belt layer hen houses. *Atmospheric Environment*, 57, 165–174. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.02.033>
- Ni, J. Q., Diehl, C. A., Chai, L., Chen, Y., Heber, A. J., Lim, T. T., & Bogan, B. W. (2017). Factors and characteristics of ammonia, hydrogen sulfide, carbon dioxide, and particulate matter emissions from two manure-belt layer hen houses. *Atmospheric Environment*, 156, 113–124. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.02.033>
- Ni, J. Q., Liu, S., Lopes, I. M., Xie, Q., Zheng, P., & Diehl, C. A. (2017). Monitoring, modeling, and characterizing single-speed ventilation fans for an animal building. *Building and Environment*, 118, 225–233. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2017.03.036>
- Nicholson, F. A., Chambers, B. J., & Walker, A. W. (2004). Ammonia emissions from broiler litter and laying hen manure management systems. *Biosystems Engineering*, 89(2), 175–185. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2004.06.006>
- Nimmermark, S., Lund, V., Gustafsson, G., & Eduard, W. (2009). Ammonia, dust and bacteria in welfare-oriented systems for laying hens. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine : AAEM*, 16(1), 103–113. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19630203>
- Norton, T., Grant, J., Fallon, R., & Sun, D. (2010). Improving the representation of thermal boundary conditions of livestock during CFD modelling of the indoor environment, 73, 17–36. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2010.04.002>
- Obriot, F., Stauffer, M., Goubard, Y., Cheviron, N., Peres, G., Eden, M., ... Houot, S. (2016). Multi-criteria indices to evaluate the effects of repeated organic amendment applications on soil and crop quality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 232, 165–178.
- Ogink, N. W. M., Mosquera, J., & Melse, R. W. (2008). Standardized testing procedures for assessing ammonia and odor emissions from animal housing systems in The Netherlands. *Wageningen University and Research Centre*, 2008.
- Park, G., Lee, I. bok, Yeo, U. hyeon, Ha, T., Kim, R. woo, & Lee, S. yeon. (2018). Ventilation rate formula for mechanically ventilated broiler houses considering aerodynamics and ventilation operating conditions. *Biosystems Engineering*, 175, 82–95. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2018.09.002>



- Pelletier, N. (2017). Life cycle assessment of Canadian egg products, with differentiation by hen housing system type. *Journal of Cleaner Production*, *152*, 167–180. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.050>
- Pelletier, N., Ibarburu, M., & Xin, H. (2013). A carbon footprint analysis of egg production and processing supply chains in the Midwestern United States. *Journal of Cleaner Production*, *54*, 108–114. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.041>
- Perdersen, S., Blanes-vidal, V., Joergensen, H., Chwalibog, A., Haeussermann, A., Hettkamp, M. J. ., & Aarmink, A. J. . (2008). Carbon dioxide production in animal houses: A literature review. *Agricultural Engineering International: CIGR Ejournal*, *10*, 1–19. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Portejoie, S., Martinez, J., & Landmann, G. (2002). L'ammoniac d'origine agricole : impacts sur la santé humaine et animale et sur le milieu naturel. *INRA Productions Animales*, *15*(3), 151–160.
- PoultryWorld. (2019). Precision farming and the poultry sector. Retrieved June 17, 2021, from <https://www.poultryworld.net/Health/Articles/2019/10/Precision-farming-and-the-poultry-sector-479540E/>
- Powers, W., & Angel, R. (2008). A review of the capacity for nutritional strategies to address environmental challenges in poultry production. *Poultry Science*, *87*(10), 1929–1938. <https://doi.org/10.3382/ps.2008-00090>
- Powers, Wendy, Harmon, J. D., Liu, Z., Powers, W., & Harmon, J. D. (2016). Estimating Ventilation Rates of Animal Houses through CO2 Balance. *Transactions of the ASABE*, *59*(1), 321–328. <https://doi.org/10.13031/trans.59.10235>
- Prodanov, M., Radeski, M., & Ilieski, V. (2016). Air Quality Measurements in Laying Hens Housing. *Macedonian Veterinary Review*, *39*(1). <https://doi.org/10.1515/macvetrev-2016-0071>
- PRTR. (2021). PRTR España | Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes (PRTR-España). Retrieved June 17, 2021, from <https://prtr-es.es/>
- Rabobank. (2017). *Outlook for the Global and EU industry: Shapen the industry for competitiveness. Poultry Congress.*
- Ritzén, S., & Sandström, G. Ö. (2017). Barriers to the Circular Economy - Integration of Perspectives and Domains. In *Procedia CIRP* (Vol. 64, pp. 7–12). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2017.03.005>
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S. I., Lambin, E., ... Fole, J. (2009). Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society*, *14*(2), 32. Retrieved from <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art32/>
- Rong, L., Nielsen, P. V, Bjerg, B., & Zhang, G. (2016). Summary of best guidelines and validation of CFD modeling in livestock buildings to ensure prediction quality. *Computers and Electronics in Agriculture*, *121*, 180–190. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2015.12.005>

- Rosa, E., Arriaga, H., Calvet, S., & Merino, P. (2019). Assessing ventilation rate measurements in a mechanically ventilated laying hen facility. *Poultry Science*, *98*(3), 1211–1221. <https://doi.org/10.3382/ps/pey524>
- Rosa, E., Arriaga, H., & Merino, P. (2020). Ammonia emission from a manure-belt laying hen facility equipped with an external manure drying tunnel. *Journal of Cleaner Production*, *251*, 119591. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119591>
- Rosa, E., Mosquera, J., Arriaga, H., Montalvo, G., & Merino, P. (2021). Ammonia emission modelling and reduced sampling strategies in cage-based laying hen facilities. *Biosystems Engineering*, *204*, 304–311. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2021.02.002>
- Samer, M., Ammon, C., Loebstin, C., Fiedler, M., Berg, W., Sanftleben, P., & Brunsch, R. (2012). Moisture balance and tracer gas technique for ventilation rates measurement and greenhouse gases and ammonia emissions quantification in naturally ventilated buildings. *Building and Environment*, *50*, 10–20. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2011.10.008>
- Santonja, G. G., Georgitzikis, K., Scalet, B. M., Montobbio, P., Roudier, S., & Sancho, L. D. (2017). Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Intensive Rearing of Poultry or Pigs. *EUR 28674 EN*. <https://doi.org/10.2760/020485>
- Sarsaiya, S., Jain, A., Kumar Awasthi, S., Duan, Y., Kumar Awasthi, M., & Shi, J. (2019). Microbial dynamics for lignocellulosic waste bioconversion and its importance with modern circular economy, challenges and future perspectives. *Bioresource Technology*, *291*(121905). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121905>
- Schilke-Gartley, K. L., & Sims, J. T. (1993). Ammonia volatilization from poultry manure-amended soil. *Biol Fertil Soils*, *16*, 5–10.
- Schwean-Lardner, K., Anderson, D., Petrik, M., Torrey, S., & Widowski, T. M. (2013). *Code of Practice for the Care and Handling of Chickens, Turkeys and Breeders: Review of Scientific Research on Priority Issues: Chickens, Turkeys, and Breeders*. AB: National Farm Animal Care Council. Lacombe.
- Seidavi, A. R., Zaker-Esteghamati, H., & Scanes, C. G. (2019). Present and potential impacts of waste from poultry production on the environment. *World's Poultry Science Journal*, *75*(1), 29–42. <https://doi.org/10.1017/S0043933918000922>
- Shah, G. M., Shah, G. A., Groot, J. C. J., Oenema, O., & Lantinga, E. A. (2012). Irrigation and lava meal use reduce ammonia emission and improve N utilization when solid cattle manure is applied to grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *160*, 59–65. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.07.017>
- Shakoor, A., Shakoor, S., Rehman, A., Ashraf, F., Abdullah, M., Shahzad, S. M., ... Altaf, M. A. (2021). Effect of animal manure, crop type, climate zone, and soil attributes on greenhouse gas emissions from agricultural soils—A global meta-analysis. *Journal of Cleaner Production*, *278*, 124019. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124019>

- Sharpe, R. R., Schomberg, H. H., Harper, L. A., Endale, D. M., Jenkins, M. B., & Franzluebbers, A. J. (2004). Ammonia Volatilization from Surface-Applied Poultry Litter under Conservation Tillage Management Practices. *Journal of Environment Quality*, 33(4), 1183. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.1183>
- Shepherd, T. A., Xin, H., Stinn, J. P., Hayes, M. D., Zhao, Y., & Li, H. (2017). Ammonia and carbon dioxide emissions of three laying-hen housing systems as affected by manure accumulation time. *Transactions of the ASABE*, 60(1), 229–236. <https://doi.org/10.13031/trans.11860>
- Shepherd, T.A., Zhao, Y., Li, H., Stinn, J. P., Hayes, M. D., & Xin, H. (2015). Environmental assessment of three egg production systems - Part II. Ammonia, greenhouse gas, and particulate matter emissions. *Poultry Science*, 94(3), 534–543. <https://doi.org/10.3382/ps/peu075>
- Shepherd, Timothy A, Xin, H., Stinn, J. P., Hayes, M. D., & Zhao, Y. (2017). Ammonia and Carbon Dioxide Emissions of Three Laying-Hen Housing Systems as Affected by Manure Accumulation Time. Retrieved from [http://lib.dr.iastate.edu/abe\\_eng\\_pubs](http://lib.dr.iastate.edu/abe_eng_pubs)
- Signor, D., & Cerri, C. E. P. (2013). Nitrous oxide emissions in agricultural soils: a review. *Pesq. Agropec. Trop.*, 43(3), 322–338. <https://doi.org/10.1590/S1983-40632013000300014>
- Solé-Benet, A. (2006). Spain (in Soil Erosion in Europe). In *Soil Erosion in Europe* (pp. 311–346). <https://doi.org/10.1002/0470859202.ch26>
- Sommer, S. G. (2013). Eco-friendly and efficient management of solid animal manure. In *Livestock Housing: Modern Management to Ensure Optimal Health and Welfare of Farm Animals* (pp. 161–182). Wageningen Academic Publishers. [https://doi.org/10.3920/978-90-8686-771-4\\_08](https://doi.org/10.3920/978-90-8686-771-4_08)
- Summers, J. D. (1993). Reducing nitrogen excretion of the laying hen by feeding lower crude protein diets. *Poultry Science*, 72(8), 1473–1478. <https://doi.org/10.3382/ps.0721473>
- Sustrai. (2019). Revista Sustrai Aldizkaria. - Revista Sustrai Aldizkaria. Retrieved May 7, 2021, from [http://www.sustrai.eus/?option=com\\_content&view=article&id=1492:nace-euslkalovo-km-0,-la-agrupación-de-productores-y-productoras-de-huevos-de-gallina-de-euskadi&catid=79&Itemid=519&lang=es](http://www.sustrai.eus/?option=com_content&view=article&id=1492:nace-euslkalovo-km-0,-la-agrupación-de-productores-y-productoras-de-huevos-de-gallina-de-euskadi&catid=79&Itemid=519&lang=es)
- Sutton, M. A., Bleeker, A., Howard, C. M., Bekunda, M., Grizzetti, B., De Vries, W., ... Zhang, Y. (2013). *Our Nutrient World: The challenge to produce more food and energy with less pollution. Global Overview of Nutrient Management*. Retrieved from [http://www.igbp.net/download/18.6b007aff13cb59eff6496/1376383158953/ONWexec\\_summ\\_revised.pdf](http://www.igbp.net/download/18.6b007aff13cb59eff6496/1376383158953/ONWexec_summ_revised.pdf)
- Taylor, B. N., & Kuyatt, C. E. (1994). *Guidelines for Evaluating and Expressing the Uncertainty of NIST Measurement Results. NIST Technical Note 1297. National institute of standards and technology, Gaithersburg, MD.* <https://doi.org/10.6028/NIST.TN.1900>

- Thorman, R. E., Chadwick, D. R., Harrison, R., Boyles, L. O., & Matthews, R. (2007). The effect on N<sub>2</sub>O emissions of storage conditions and rapid incorporation of pig and cattle farmyard manure into tillage land. *Biosystems Engineering*, 97(4), 501–511. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2007.03.039>
- Tullo, E., Fontana, I., Diana, A., Norton, T., Berckmans, D., & Guarino, M. (2017). Application note: Labelling, a methodology to develop reliable algorithm in PLF. *Computers and Electronics in Agriculture*, 142, 424–428. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2017.09.030>
- Ulens, T., Daelman, M. R. J., Mosquera, J., Millet, S., Loosdrecht, M. C. M. Van, Volcke, E. I. P., ... Demeyer, P. (2015). Evaluation of sampling strategies for estimating ammonia emission factors for pig fattening facilities. *Biosystems Engineering*, 140, 79–90. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2015.09.009>
- UN. (2019). *World Population Prospects 2019: Press Release*. New York. Retrieved from [https://population.un.org/wpp/Publications/Files/WPP2019\\_PressRelease\\_EN.pdf](https://population.un.org/wpp/Publications/Files/WPP2019_PressRelease_EN.pdf)
- UNECE. (2015). *United Nations Economic Commission for Europe. Framework Code for Good Agricultural Practice for Reducing Ammonia Emissions*. Retrieved from [https://unece.org/DAM/env/lrtap/Publications/Ammonia\\_SR136\\_28-4\\_HR.pdf](https://unece.org/DAM/env/lrtap/Publications/Ammonia_SR136_28-4_HR.pdf)
- UNEP. (2013). *Drawing Down N<sub>2</sub>O. To protect Climate and the Ozone layer. A UNEP Synthesis report*. Nairobi.
- United Nations. (2015). Paris Climate Change Conference–November 2015, COP 21. *Adoption of the Paris Agreement*. <https://doi.org/FCCC/CP/2015/L.9/Rev.1>
- Uwizeye, A., de Boer, I. J. M., Opio, C. I., Schulte, R. P. O., Falcucci, A., Tempio, G., ... Gerber, P. J. (2020). Nitrogen emissions along global livestock supply chains. *Nature Food*, 1(7), 437–446. <https://doi.org/10.1038/s43016-020-0113-y>
- Van Ouwerkerk, E. N. J., & Pedersen, S. (1994). Application of the carbon dioxide mass balance method to evaluate ventilation rates in livestock buildings. In *XII World Congress on Agricultural Engineering* (Vol. 1, pp. 516–529).
- Velthof, G. L., Kuikman, P. J., & Oenema, O. (2003). Nitrous oxide emission from animal manures applied to soil under controlled conditions. *Biology and Fertility of Soils*, 37(4), 221–230. <https://doi.org/10.1007/s00374-003-0589-2>
- VERA. (2018). *Vera test protocol for Livestock Housing and Management Systems*. Charlottenlund, Denmark. Retrieved from [www.vera-verification.eu](http://www.vera-verification.eu)
- Vonk, J., van Dinther, D., Mosquera, J., & Ogink, N. W. M. (2021, January). Ontwikkel- en validatieprotocol meetinstrumenten voor gasconcentraties in bedrijfsmonitoring van NH<sub>3</sub> en CH<sub>4</sub> uit veehouderijen . *Toepassing Bij Sensorsystemen Voor Vaststellen van Stalemissies* . Wageningen : Wageningen Livestock Research . <https://doi.org/10.18174/536495>
- Vranken, E., Claes, S., Hendriks, J., Darius, P., & Berckmans, D. (2004). Intermittent measurements to determine ammonia emissions from livestock buildings.

- Biosystems Engineering*, 88(3), 351–358.  
<https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2004.03.011>
- Wachenfelt, E. V., Pedersen, S., & Gustafsson, G. (2001). Release of heat, moisture and carbon dioxide in an aviary system for laying hens. *British Poultry Science*, 42, 171–179.
- Wang, S., Wang, X., Manuzon, R., & Darr, M. J. (2014). Estimation of Ammonia Emission from Manure Belt Poultry Layer Houses Using an Alternative Mass Balance Method. *Transactions of the ASABE*, 937–947.  
<https://doi.org/10.13031/trans.57.10506>
- Wang, Y., Xue, W., Zhu, Z., Yang, J., Li, X., Tian, Z., ... Zou, G. (2019). Mitigating ammonia emissions from typical broiler and layer manure management – A system analysis. *Waste Management*, 93, 23–33.  
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.05.019>
- Wiedemann, S., Mc Gahan, E., & Burger, M. (2008). *Layer hen manure analysis report*. Australian Egg Corporation Limited. Sydney.
- Williams, A. G., Audsley, E., & Sandars, D. L. (2006). Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities. Defra project report IS0205. *Bedford: Cranfield University and Defra*.
- Winkel, A., Mosquera, J., Aarnink, A. J. A., Groot Koerkamp, P. W. G., & Ogink, N. W. M. (2017). Evaluation of manure drying tunnels to serve as dust filters in the exhaust of laying hen houses: Emissions of particulate matter, ammonia, and odour. *Biosystems Engineering*, 162, 81–98.  
<https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2017.07.006>
- WMO. (2019). *WMO Greenhouse Gas Bulletin (GHG Bulletin) - No. 15; The State of Greenhouse Gases in the Atmosphere Based on Global Observations through 2018*. Geneva: WMO. Retrieved from  
[https://library.wmo.int/index.php?lvl=notice\\_display&id=21620#.YKu7qKjHxPY](https://library.wmo.int/index.php?lvl=notice_display&id=21620#.YKu7qKjHxPY)
- World Meteorological Organization. (2017). Greenhouse gas bulletin. The State of Greenhouse Gases in the Atmosphere Based on Global Observations through 2016. *Weather Climate Water*, 13, 2. Retrieved from [https://s3-eu-west-1.amazonaws.com/wmocms/s3fs-public/ckeditor/files/GHG\\_Bulletin\\_13\\_EN\\_final\\_1\\_1.pdf?LGJNmHpWkKEG2Qw4mEQjdm6bWxgWAJHa](https://s3-eu-west-1.amazonaws.com/wmocms/s3fs-public/ckeditor/files/GHG_Bulletin_13_EN_final_1_1.pdf?LGJNmHpWkKEG2Qw4mEQjdm6bWxgWAJHa)
- Xia, L., Lam, S. K., Yan, X., & Chen, D. (2017). How Does Recycling of Livestock Manure in Agroecosystems Affect Crop Productivity, Reactive Nitrogen Losses, and Soil Carbon Balance? *Environmental Science and Technology*, 51(13), 7450–7457. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b06470>
- Xin, H., Gates, R., Green, A., Mitloehner, F., Moore, P., & Wathes, C. (2011). Environmental impacts and sustainability of egg production systems. *Poultry Science*, 90(1), 263–277. <https://doi.org/10.3382/ps.2010-00877>
- Xin, H., Li, H., Burns, R. T., Gates, R. S., Overhults, D. G., & Earnest, J. W. (2009).

Use of CO<sub>2</sub> concentration difference or CO<sub>2</sub> balance to assess ventilation rate of broiler houses. *Transactions of the ASABE*, 52(4), 1353–1361.

- Yang, P., Lorimor, J. C., & Xin, H. (2000). Nitrogen Losses from Laying Hen Manure in Commercial High-rise Layer Facilities. *Agricultural and Biosystems Engineering*, 43(6), 1771–1780.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.13031/2013.3080>
- Yuan, C., Song, H. H., Zhang, X. Y., Jiang, Y. J., Zhang, A. T., Azzam, M. M., & Zou, X. T. (2014). Effect of expanded cottonseed meal on laying performance, egg quality, concentrations of free gossypol in tissue, serum and egg of laying hens. *Animal Science Journal*, 85(5), 549–554.  
<https://doi.org/10.1111/asj.12169>
- Yunan, X., Weixin, L., Yujie, Y., & Hui, W. (2021). Evolutionary game for the stakeholders in livestock pollution control based on circular economy. *Journal of Cleaner Production*, 282, 125403.  
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125403>
- Zhao, F., Yang, L., Chen, L., Li, S., & Sun, L. (2019). Bioaccumulation of antibiotics in crops under long-term manure application: Occurrence, biomass response and human exposure. *Chemosphere*, 219, 882–895.  
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.12.076>
- Zhao, Y., Shepherd, T. A., Li, H., & Xin, H. (2015). Environmental assessment of three egg production systems – Part I: Monitoring system and indoor air quality. *Poultry Science*, 94(3), 518–533. <https://doi.org/10.3382/ps/peu076>
- Zhao, Yang, Xin, H., Shepherd, T. A., Hayes, M. D., & Stinn, J. P. (2013). Modelling ventilation rate, balance temperature and supplemental heat need in alternative vs. conventional laying-hen housing systems. *Biosystems Engineering*, 115(3), 311–323.  
<https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2013.03.010>
- Zhen, H., Jia, L., Huang, C., Qiao, Y., Li, J., Li, H., ... Wan, Y. (2020). Long-term effects of intensive application of manure on heavy metal pollution risk in protected-field vegetable production. *Environmental Pollution*, 263, 114552.  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114552>
- Zhou, M., Zhu, B., Wang, S., Zhu, X., Vereecken, H., & Brüggemann, N. (2017). Stimulation of N<sub>2</sub>O emission by manure application to agricultural soils may largely offset carbon benefits: a global meta-analysis. *Global Change Biology*, 23(10), 4068–4083. <https://doi.org/10.1111/gcb.13648>

