



UNIVERSITAT POLITÈCNICA  
DE CATALUNYA  
BARCELONATECH

Programa de Doctorado en Ingeniería Ambiental

# **Propuesta Metodológica para Estimar N<sub>2</sub>O en Inventarios de Emisión y Evaluaciones de Eco-Eficiencia en Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales**

**Tesis doctoral realizada por:**

Montserrat G. Ramírez Melgarejo

**Dirigida por:**

Santiago Gassó Domingo

Leonor Patricia Güereca Hernández

Departamento de Ingeniería de Proyectos y de la Construcción

Barcelona, Noviembre 2020



# **Propuesta Metodológica para Estimar N<sub>2</sub>O en Inventarios de Emisión y Evaluaciones de Eco-Eficiencia en Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales**



Autor

**Montserrat G. Ramírez Melgarejo**

Directores

**Santiago Gassó Domingo**

**Leonor Patricia Güereca Hernández**

Doctorado en Ingeniería Ambiental

Universitat Politècnica de Catalunya

Barcelona, Noviembre 2020

## RESUMEN

---

Una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) es sistema que tiene como objetivo reducir el impacto negativo a los cuerpos de agua donde se descarga el efluente, reduciendo los contaminantes descargados. Las plantas de tratamiento tienen un impacto sobre el medio, que depende de la gestión de cada planta. Una evaluación de eco-eficiencia consiste en valorar los cambios en la eficiencia de una PTAR a lo largo del tiempo, utilizando entradas, salidas deseables y no deseables. Para realizar una evaluación de eco-eficiencia es necesario contar con los costes de operación, los datos de operación y la emisión de gases de efecto invernadero (GEI) generada ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ).

El GEI que genera más preocupación ambiental es el  $\text{N}_2\text{O}$ , debido a su PCG (Potencial de Calentamiento Global) tan alto, y las implicaciones que conlleva. Existe una gran variedad de métodos para cuantificar la emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  en una planta de tratamiento: empíricos, integrales y dinámicos, los cuales presentan variantes entre ellos, como valores predeterminados y parámetros diferentes para conocer la cantidad de nitrógeno contenida en el agua residual. Cuando no se cuenta con mediciones in situ de las emisiones producidas en cada planta, las emisiones de GEI se estiman a partir de metodologías reportadas en la literatura.

El principal objetivo de este trabajo es proponer mejoras a los métodos que existen para estimar la emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  en PTAR, y además, aplicar una evaluación de eco-eficiencia que integra la incertidumbre de los datos mediante un modelo de tolerancia DEA, que por primera vez considera, salidas deseadas y no deseadas de emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  y  $\text{CH}_4$ . Este estudio se centró en estimar la emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  en las PTAR de dos áreas con alta densidad de población: el área Metropolitana de Barcelona (AMB) y la Ciudad de México (CDMX).

El método de referencia internacional para estimar la emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  en PTAR, es el método propuesto por el IPCC en 2006, al basarse en datos predeterminados y considerar el consumo per cápita de proteínas como un valor constante de nitrógeno, subestima la emisión de  $\text{N}_2\text{O}$ . Los métodos que utilizan datos de operación de cada PTAR proporcionan resultados de emisión más cercanos a los reportados en la literatura.

El valor de nitrógeno total debe ser el parámetro a considerar para una correcta estimación de la emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  en PTAR. La modificación a la metodología del IPCC en 2019, hace cambios importantes en relación a las propuestas de este estudio. Los factores de emisión utilizados actualmente son muy bajos, con un bajo nivel de confianza de hasta 1.3%, por lo que se subestima la emisión de  $\text{N}_2\text{O}$ .

La propuesta de mejora para estimar la emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  en plantas de tratamiento, desarrollada en esta tesis doctoral, se utilizó para integrarla a la evaluación de eco-eficiencia. La emisión de  $\text{CH}_4$  se estimó a partir del método sugerido por el IPCC en 2006, con una modificación en los factores de corrección sugeridos y verificados en la literatura. La evaluación de eco-eficiencia se realizó para las PTAR del AMB, se estimaron 729 puntajes para cada PTAR, analizando escenarios optimistas y pesimistas. No fue posible realizar la evaluación de eco-eficiencia a las PTAR de CDMX, ya que no se cuenta con los registros de los datos de operación de 2015, relevantes para la serie de observaciones históricas en la evaluación de eco-eficiencia. Contabilizar la incertidumbre en cada escenario, mostro los cambios en el rendimiento de las PTAR. Las PTAR variaron su desempeño en cada uno de los cuatro escenarios considerados, solo dos PTAR resultaron eco-eficientes en todos los escenarios.

La propuesta desarrollada en esta tesis, permite explorar futuras aplicaciones y continuar el área de estudio de la emisión de  $N_2O$  en PTAR, además contribuye a aplicar evaluaciones de eco-eficiencia más integradas, que pueden ser usadas a nivel industrial, y tomar en cuenta la emisión de GEI que se genera y evita durante el proceso de tratamiento.

**Palabras clave:** Tratamiento de aguas residuales, Óxido nitroso, Emisiones de  $N_2O$ , Gas de efecto invernadero, Calentamiento global, Eco-eficiencia, Análisis envolvente de datos (DEA), Incertidumbre, emisiones de gases de efecto invernadero, Desempeño.

## ABSTRACT

---

A wastewater treatment plant (WWTP) is a system that aims to reduce the negative impact to bodies of water where the effluent is discharged, reducing the pollutants discharged. Treatment plants have an impact on the environment, which depends on the management of each plant. An eco-efficiency evaluation consists of assessing the changes in the efficiency of a WWTP over time, using inputs, desirable outputs and undesirable outputs. To carry out an eco-efficiency assessment, it is necessary to have the operating costs, the operating data and the greenhouse gas emissions (GHG) generated ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ).

The GHG that generates the most environmental concern is  $\text{N}_2\text{O}$ , due to its high GWP (Global Warming Potential), and the implications that it entails. There is a great variety of methods to quantify the emission of  $\text{N}_2\text{O}$  in a treatment plant: empirical, integral and dynamic, which present variants among them, such as predetermined values and different parameters to know the amount of nitrogen contained in the wastewater. When there are no on-site measurements of the emissions produced at each plant, GHG emissions are estimated from methodologies reported in the literature.

The main objective of this work is to propose improvements to the existing methods to estimate the emission of  $\text{N}_2\text{O}$  in WWTP, and also to apply an eco-efficiency evaluation that integrates the uncertainty of the data through a DEA tolerance model, which for the first time instead, consider desired outputs and unwanted outputs of  $\text{N}_2\text{O}$  and  $\text{CH}_4$  emissions. This study focused on estimating the emission of  $\text{N}_2\text{O}$  in the WWTP of two areas with high population density: the Metropolitan Area of Barcelona (MAB) and Mexico City (MXC).

The international reference method to estimate the  $\text{N}_2\text{O}$  emission in WWTP, is the method proposed by the IPCC in 2006, based on predetermined data and considering per capita protein consumption as a constant value of nitrogen, it underestimates the  $\text{N}_2\text{O}$  emission. The methods that use operation data from each WWTP provide emission results closer to those reported in the literature.

The total nitrogen value should be the parameter to be considered for a correct estimation of the  $\text{N}_2\text{O}$  emission in WWTP. The modification to the IPCC methodology in 2019 makes important changes in relation to the proposals of this study. The emission factors currently used are very low, with a low confidence level of up to 1.3%, therefore the emission of  $\text{N}_2\text{O}$  is underestimated.

The improvement proposal to estimate the emission of  $\text{N}_2\text{O}$  in treatment plants, development in this PhD thesis, was used to integrate it into the eco-efficiency evaluation.  $\text{CH}_4$  emission was estimated using the method suggested by the IPCC in 2006, with a modification in the correction factors suggested and verified in the literature. The eco-efficiency evaluation was carried out for the MAB WWTP, 729 scores were estimated for each WWTP, analyzing optimistic and pessimistic scenarios. It was not possible to carry out the eco-efficiency evaluation of the MXC WWTPs, since there are no records of the 2015 operation data, relevant to the series of historical observations in the eco-efficiency evaluation. Accounting for the uncertainty in each scenario, showed the changes in the performance of the WWTP. The WWTPs varied their performance in each of the four scenarios considered, only two WWTPs were eco-efficient in all the scenarios.

The proposal developed in this thesis, allows exploring future applications and continuing the study area of  $\text{N}_2\text{O}$  emission in WWTP, also contributes to applying more integrated eco-efficiency

evaluations, which can be used at an industrial level, and consider the GHG emissions that is generated and avoided during the treatment process.

**Keywords:** Wastewater treatment, Nitrous oxide, N<sub>2</sub>O emissions, Greenhouse gas, Global warming, Eco-efficiency, Data envelopment analysis (DEA), Uncertainty, Greenhouse gas emissions, performance.

## AGRADECIMIENTOS

---

Agradezco a mis tutores el Dr. Santiago Gassó Domingo y la Dra. Leonor Patricia Güereca Hernández por su apoyo, dedicación y motivación durante estos 4 años. Al Sistema de Agua de la Ciudad de México y el Área Técnica de Saneamiento e Inspección del Área Metropolitana de Barcelona por la información aportada para el desarrollo de este trabajo. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología de México por la beca otorgada para realizar mi doctorado en Barcelona. A mi familia por creer en mi incondicionalmente y porque aún en la distancia me acompañan en todos mis sueños y metas. A mis amigos y compañeros por sus palabras de aliento y momentos compartidos.

# ÍNDICE

---

<b>RESUMEN</b> .....	<b>4</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>6</b>
<b>AGRADECIMIENTOS</b> .....	<b>8</b>
<b>Capítulo 1. INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>14</b>
1.1 Gases de Efecto Invernadero.....	14
1.2 Eco-eficiencia.....	16
1.3 Objetivos.....	18
1.3.1 Objetivo general.....	18
1.3.2 Objetivos específicos.....	18
1.4 Esquema de la tesis.....	19
<b>Capítulo 2. ESTADO DEL ARTE</b> .....	<b>22</b>
2.1 Emisión de GEI en plantas de tratamiento de agua residual.....	22
2.1.1 Dióxido de Carbono.....	22
2.1.2 Metano.....	23
2.1.3 Óxido Nitroso.....	23
2.2 El óxido nitroso en el agua residual.....	23
2.2.1 Formación del N <sub>2</sub> O en el tratamiento de aguas residuales.....	24
2.2.2 Formación del N <sub>2</sub> O en el medio receptor natural.....	28
2.2.3 Estimación de emisión de N <sub>2</sub> O en aguas residuales.....	29
2.3 Eco-eficiencia de las plantas de tratamiento.....	34
<b>Capítulo 3. EVALUACIÓN DE LAS EMISIONES DE N<sub>2</sub>O EN LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES: UN ANÁLISIS COMPARATIVO DE LAS EMISIONES ENTRE ESTUDIOS DE CASO DE PAÍSES DESARROLLADOS Y EN DESARROLLO</b> .....	<b>37</b>
3.1 Introducción.....	38
3.2 Materiales y Métodos.....	39
3.2.1 Metodología empírica del IPCC.....	40
3.2.2 Metodologías integradas de Doorn-Liles y Lara-Préndez.....	42
3.3 Resultados.....	43
3.3.1 Resultados de la Metodología del IPCC.....	43
3.3.2 Resultados de las Metodologías integradas de Doorn-Liles y Lara-Préndez.....	44
3.4 Discusión.....	45

3.5 Conclusiones .....	47
<b>Capítulo 4. ANÁLISIS DE MÉTODOS EMPÍRICOS PARA LA CUANTIFICACIÓN DE EMISIONES DE N<sub>2</sub>O EN PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES: COMPARACIÓN DE LOS RESULTADOS DE EMISIONES OBTENIDOS DE LA METODOLOGÍA NIVEL 1 DEL IPCC Y METODOLOGÍAS QUE INTEGRAN DATOS OPERATIVOS.....</b>	<b>49</b>
4.1 Introducción .....	50
4.2 Materiales y Métodos .....	51
4.2.1 Comparación y relación entre los parámetros utilizados por cada metodología .....	57
4.2.2 Distribución ajustada de factores de emisión en la literatura .....	57
4.3 Resultados y discusión .....	57
4.3.1 Comparación de emisión de N <sub>2</sub> O por metodología.....	57
4.3.2 Comparación entre las metodologías del IPCC (2006) e IPCC (2019).....	63
4.3.3 Contribución de los resultados obtenidos por metodología .....	64
4.3.4 Análisis de sensibilidad de los factores de emisión de N <sub>2</sub> O .....	67
4.3.5 Sugerencias para futuras investigaciones en estimación de emisiones de N <sub>2</sub> O .....	70
4.4 Conclusiones .....	71
<b>Capítulo 5. EVALUACIÓN DE ECO-EFICIENCIA EN PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES CONSIDERANDO EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO MEDIANTE EL MODELO DE ANÁLISIS ENVOLVENTE DE DATOS CON TOLERANCIA .....</b>	<b>73</b>
5.1 Introducción .....	74
5.2 Metodología .....	75
5.2.1 Evaluación de eco-eficiencia usando DEA .....	75
5.2.2 DEA con un modelo de tolerancia .....	76
5.2.3 Ranking de las plantas de tratamiento.....	78
5.2.4 Estimación de la emisión de CH <sub>4</sub> .....	78
5.2.5 Estimación de la emisión de N <sub>2</sub> O .....	79
5.3 Descripción de la muestra .....	81
5.4 Resultados y Discusión .....	83
5.4.1 Estimación de las tolerancias para entradas y salidas .....	83
5.4.2 Puntajes de eco-eficiencia de las PTAR analizadas .....	84
5.4.3 Clasificación de las PTAR en función de las puntuaciones de eco-eficiencia .....	88
5.5 Conclusiones .....	89
<b>Capítulo 6. CONCLUSIONES GENERALES.....</b>	<b>91</b>
<b>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>94</b>
<b>ANEXOS .....</b>	<b>103</b>
Anexo A. relación de PTAR analizadas en este estudio con sus respectivas características y datos operativos para cuantificar la emisión de N <sub>2</sub> O .....	103

Anexo B. Medición del N <sub>2</sub> O in situ .....	105
Anexo B.1 Técnicas de medición de N <sub>2</sub> O en PTAR.....	105
Anexo B.2 Equipos empleados para de medición de N <sub>2</sub> O in situ .....	106
Anexo B.3 Cotización de equipos para medición de N <sub>2</sub> O in situ .....	108

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1. Conversiones biológicas del nitrógeno .....</b>	<b>25</b>
<b>Figura 2. Emisión de N<sub>2</sub>O en una PTAR avanzada (Metcalf &amp; Eddy et al., 2014a) .....</b>	<b>25</b>
<b>Figura 3. Ciclo del nitrógeno generalizado en el medio ambiente (Metcalf &amp; Eddy et al., 2014a).....</b>	<b>29</b>
<b>Figura 4. Emisión directa e indirecta del AMB y CDMX en 2015 con la metodología del IPCC.....</b>	<b>43</b>
<b>Figura 5. Emisión de CDMX y el AMB en 2015 con las metodologías integradas de Doorn-Liles y Lara-Préndez .....</b>	<b>44</b>
<b>Figura 6. Comparación de metodologías. Emisión total de la CDMX y el AMB .....</b>	<b>45</b>
<b>Figura 7. Emisión comparativa entre los métodos seleccionados, aplicada a las PTAR del AMB ....</b>	<b>60</b>
<b>Figura 8. Emisión comparativa entre los métodos seleccionados, aplicada a las PTAR de la CDMX .....</b>	<b>62</b>
<b>Figura 9. Resultados basados en la probabilidad acumulativa de emisión de N<sub>2</sub>O del tratamiento de aguas residuales con las metodologías de IPCC (2019), Snip, Chandran y Doorn-Liles.....</b>	<b>69</b>
<b>Figura 10. Puntajes de eco-eficiencia de cada PTAR para los escenarios evaluados: puntaje máximo, promedio y mínimo .....</b>	<b>87</b>
<b>Figura 11. Esquema de sistema de cámara estática flotante (Parra Z, Apaza M and Agramont A, 2010) .....</b>	<b>107</b>
<b>Figura 12. Esquema de cámara estática (Lasso, 2006) .....</b>	<b>107</b>

## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1. Potencial de Calentamiento Global de GEI (Myhre et al., 2013).....</b>	<b>14</b>
<b>Tabla 2. Parámetros utilizados por la metodología del IPCC para estimar las emisiones de N<sub>2</sub>O de la PTAR.....</b>	<b>41</b>
<b>Tabla 3. Parámetros utilizados por las metodologías integradas para estimar las emisiones de N<sub>2</sub>O del tratamiento de aguas y lodos .....</b>	<b>42</b>
<b>Tabla 4. Cálculo del perfil de emisiones por tipo de tratamiento, expresado en emisión por habitante. ....</b>	<b>47</b>
<b>Tabla 5. Metodologías utilizadas para estimar las emisiones de N<sub>2</sub>O de la PTAR .....</b>	<b>52</b>
<b>Tabla 6. Conversión a tCO<sub>2</sub>e (Lexmond and Zeeman Grietje, 1995).....</b>	<b>56</b>
<b>Tabla 7. Factores de emisión encontrados en la literatura para las PTAR .....</b>	<b>67</b>
<b>Tabla 8. Descripción de la muestra .....</b>	<b>82</b>
<b>Tabla 9. Tolerancias para la entrada, salidas deseables y salidas no deseadas, % .....</b>	<b>83</b>

**Tabla 10. Puntajes de eco-eficiencia de las PTAR en los escenarios evaluados ..... 85**  
**Tabla 11. Clasificación de PTAR basada en puntajes de eco-eficiencia para los escenarios evaluados ..... 89**

## ABREVIATURAS Y SÍMBOLOS

<b>AMB</b>	Área Metropolitana de Barcelona
<b>CDMX</b>	Ciudad de México
<b>CH<sub>4</sub></b>	Metano
<b>CO<sub>2</sub></b>	Dióxido de Carbono
<b>CONAGUA</b>	Comisión Nacional del Agua
<b>DEA</b>	Análisis Envoltante de Datos
<b>DBO<sub>5</sub></b>	Demanda Bioquímica de Oxígeno
<b>DQO</b>	Demanda Química de Oxígeno
<b>DS</b>	Desviación Estándar
<b>Ec.</b>	Ecuación
<b>EF</b>	Factor de Emisión
<b>FAO</b>	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
<b>GEI</b>	Gases de Efecto Invernadero
<b>GENCAT</b>	Generalitat de Catalunya
<b>INECC</b>	Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático
<b>INEGI</b>	Instituto Nacional de Estadística y Geografía
<b>IPCC</b>	Panel Intergubernamental de Cambio Climático
<b>kCO<sub>2</sub>e</b>	Kilo tonelada de Dióxido de Carbono equivalente
<b>LCA</b>	Análisis de Ciclo de Vida
<b>MC</b>	Monte Carlo
<b>MCF</b>	Factores de Corrección del Metano
<b>N</b>	Nitrógeno
<b>N<sub>2</sub></b>	Nitrógeno gas
<b>N/D</b>	Nitrificación/Desnitrificación
<b>NH<sub>3</sub></b>	Amoniaco
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	Amonio
<b>NO</b>	Óxido Nítrico
<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup></b>	Nitrito
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	Nitrato
<b>N<sub>2</sub>O</b>	Óxido Nitroso
<b>OD</b>	Oxígeno Disuelto
<b>PCG</b>	Potencial de Calentamiento Global
<b>pH</b>	Potencial de Hidrógeno
<b>PTAR</b>	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
<b>SACMEC</b>	Sistema de Aguas de la Ciudad de México
<b>SEMARNAT</b>	Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales
<b>tCO<sub>2</sub>e</b>	Toneladas de Dióxido de Carbono equivalente
<b>TKN</b>	Total Nitrógeno Kjeldahl
<b>TN</b>	Nitrógeno Total
<b>UNFCCC</b>	Convenio Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático
<b>US EPA</b>	Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos de América

## CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

### 1.1 GASES DE EFECTO INVERNADERO

Los principales Gases de Efecto Invernadero (GEI) en la atmósfera terrestre son básicamente el dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), el metano ( $\text{CH}_4$ ), y el óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ). Estos gases son químicamente estables, están presentes en porcentajes naturales en la atmósfera y poseen la propiedad de dejar pasar la radiación solar y absorber parte de la radiación emitida por la superficie de la tierra, la atmósfera y las nubes. Los GEI han aumentado su concentración en la atmósfera durante los últimos 20 años debido a las actividades antropogénicas, ocasionando un cambio en el balance térmico de la tierra. Este desajuste en el balance térmico, conocido como Cambio Climático, hace que la atmósfera se sobrecaliente al aumentar su capacidad para atrapar el calor que emite la tierra por acción de las nubes y los GEI. Estos gases se mezclan muy bien en la atmósfera, más rápido de lo que se eliminan (IPCC, 2015b).

Cada uno de los GEI tiene diferente capacidad para absorber la radiación infrarroja emitida por la tierra, lo que le otorga un Potencial de Calentamiento Global (PCG) distinto (**Tabla 1**). Las emisiones de GEI se contabilizan como emisiones equivalentes de  $\text{CO}_2\text{e}$  ( $\text{tCO}_2\text{e}$ ), que corresponden a una agregación ponderada de las emisiones de los diferentes GEI utilizando los PCG con una proyección de 100 años que figuran en IPCC Fifth Assessment Report (IPCC, 2015a).

**Tabla 1. Potencial de Calentamiento Global de GEI** (Myhre *et al.*, 2013)

Nombre Industrial	Fórmula Química	Potencial de Calentamiento Mundial ( $\text{tCO}_2\text{e}$ )
<b>Dióxido de carbono</b>	$\text{CO}_2$	1
<b>Metano</b>	$\text{CH}_4$	34
<b>Óxido nitroso</b>	$\text{N}_2\text{O}$	298

De acuerdo al Quinto Informe del Panel Internacional sobre Cambio Climático (IPCC), las emisiones antropogénicas de GEI totales del año 2010 a escala mundial corresponden a un 76% a la participación del  $\text{CO}_2$ , 16% del  $\text{CH}_4$  y un 6,2% corresponde al  $\text{N}_2\text{O}$ . Las emisiones han seguido aumentando entre 1970 y 2010, con incrementos absolutos mayores hacia el final de este periodo. A pesar de un número creciente de políticas de mitigación del cambio climático, las emisiones anuales de GEI crecieron en promedio 1,0  $\text{GtCO}_2\text{e}$  (2,2%) por año de 2000 a 2010 comparado con 0,4  $\text{GtCO}_2\text{e}$  (1,3%) anual de 1970 a 2000 (IPCC, 2015b). El sexto informe de evaluación del IPCC estima que el 23% de las emisiones antropogénicas totales de GEI entre 2007 y 2016 provienen de la agricultura, la silvicultura y otros usos de la tierra, siendo el 13% del  $\text{CO}_2$ , el 44% del  $\text{CH}_4$  y el 81% de las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  de las actividades humanas a nivel mundial

durante 2007 a 2016. La respuesta natural de la tierra al cambio ambiental inducido por el hombre provocó un sumidero neto de alrededor de 11.2 GtCO<sub>2</sub>e/año durante el periodo de 2007-2016 (IPCC, 2020).

El tratamiento de aguas residuales es un componente importante en los sistemas actuales para el control de la contaminación ambiental, la protección de la salud pública y la recuperación de agua (Noyola *et al.*, 2018). Una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) es un tipo especial de unidad productiva que utiliza energía y materiales para eliminar contaminantes de las aguas residuales, y descargar contaminantes en el medio ambiente (sólidos en suspensión, materia orgánica, nutrientes) (Gémar *et al.*, 2018). Las PTAR son consideradas como una fuente antropogénica de emisiones de GEI, debido a emisiones de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>) y óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) que se generan en la propia planta como fuera de la misma (Kyung *et al.*, 2015; Hwang, Bang and Zoh, 2016). Las emisiones GEI en estas instalaciones pueden variar, según la situación en cada país y del tipo de tecnología empleada para el tratamiento de aguas residuales. Las PTAR producen GEI durante el tratamiento de aguas residuales, la digestión de lodos y el mantenimiento del sistema (Gupta and Singh, 2012). En trabajos realizados sobre proyecciones de emisión de PTAR, se demuestra la participación de los procesos de tratamiento en la emisión de GEI (Lara and Préndez, 2003; Kampschreur *et al.*, 2009; Snip, 2010).

Las emisiones directas de GEI en PTAR son una cuestión medioambiental que cobra más importancia en la literatura científica y técnica. Actualmente se han desarrollado varias herramientas y técnicas para estimarlos y reducir su emisión (Rodríguez-García *et al.*, 2012). Una herramienta empleada para conocer el impacto y el valor agregado de la gestión de una planta de tratamiento, es la evaluación de eco-eficiencia. En la evaluación de eco-eficiencia se incluyen los costes económicos e impactos ambientales. Actualmente este tipo de evaluación solo incluye los impactos ambientales derivados de los contaminantes descargados al medio acuático y el consumo de electricidad en las PTAR (Molinos-Senante, Donoso and Sala-Garrido, 2016; Gémar *et al.*, 2018; Gómez *et al.*, 2018).

El GEI que cobra más preocupación internacional es el N<sub>2</sub>O. Las fuentes anuales de N<sub>2</sub>O se han incrementado desde la superficie de la tierra alrededor del 40-50% sobre los niveles preindustriales (Gupta and Singh, 2012). El agua residual en todo el mundo es el sexto mayor contribuyente de emisiones de N<sub>2</sub>O (Gupta and Singh, 2012), aportando un 26% a la emisión total de GEI de la cadena de agua, sumando la producción de agua potable, transporte de agua, tratamiento de aguas residuales y lodos, y descarga (Kampschreur *et al.*, 2009). De acuerdo a esto, la Comisión Europea reportó que el 13% de las emisiones mundiales de N<sub>2</sub>O provienen de PTAR (Eijo-Río *et al.*, 2015). Se prevé que las emisiones globales de N<sub>2</sub>O procedentes de aguas residuales crecerán aproximadamente un 13% entre 2005 y 2020 (Gupta and Singh, 2012), conforme al incremento de población y el consumo de proteínas (CH2M HILL, 2007).

Conociendo el PCG que tiene este gas (298 tCO<sub>2</sub>e), incluso pequeñas emisiones de este GEI no son deseables (Kampschreur *et al.*, 2009). Este gas es de preocupación ambiental ya que es la mayor fuente de formación de NO estratosférico, que es causante de la destrucción del ozono estratosférico (Farrell *et al.*, 2005; Das, 2011), y se prevé que sea la sustancia que agota el ozono más dominante en el siglo XXI (Law *et al.*, 2012). La acumulación de N<sub>2</sub>O atmosférico continuará mientras las fuentes antropogénicas lo produzcan más rápido que los procesos atmosféricos puedan eliminarlo (Farrell *et al.*, 2005).

Existen metodologías aceptadas internacionalmente que cuantifican la emisión de N<sub>2</sub>O en PTAR. Estas metodologías sugieren datos por defecto o datos operacionales para conocer la magnitud de

emisión de manera directa o indirecta en una planta de tratamiento. Varios estudios abordan y analizan la generación y cuantificación de  $N_2O$  en aguas residuales tratadas y/o no tratadas, mediante campañas de monitoreo in situ, simuladores o pruebas de laboratorio.

Al existir una gran variedad de metodologías de cuantificación, estas difieren en los parámetros que consideran para conocer la cantidad de nitrógeno en el agua residual, y el factor de emisión que emplean para cuantificar la emisión de  $N_2O$ ; es por ello que existe la necesidad de analizar y evaluar con mayor precisión el  $N_2O$  que se emite por el tratamiento de aguas residuales. La emisión de  $N_2O$  puede llegar a representar el 34% de la emisión en una PTAR (Generalitat de Catalunya, 2020), pero con un alto nivel de incertidumbre de hasta el 43% (Ramírez-Melgarejo *et al.*, 2020).

## 1.2 ECO-EFICIENCIA

La eco-eficiencia es un término empleado para expresar cuan eficiente es una actividad económica con respecto a los bienes y servicios de la naturaleza (Huppés and Ishikawa, 2007). El Consejo Empresarial Mundial para el Desarrollo Sostenible (World Business Council for Sustainable Development, WBCSD) define la eco-eficiencia como la relación del valor del producto o servicio y la influencia ambiental (GDRC, 2019). En el capítulo 2, apartado 2.3 de esta tesis, se profundiza en los métodos que existen para medir eco-eficiencia en PTAR y los diferentes trabajos que se han realizado.

Durante los últimos años se han aplicado evaluaciones de eco-eficiencia en PTAR, para medir el desempeño ambiental y económico de esta operación (Molinos-Senante, Donoso and Sala-Garrido, 2016; Caiado *et al.*, 2017; Gómez *et al.*, 2018). Este tipo de evaluaciones permite conocer el funcionamiento interno de cada planta, su gestión e impacto (generado y evitado) por el tratamiento.

Una evaluación de eco-eficiencia analiza las entradas y salidas de las plantas de tratamiento, tomando en cuenta los costes que la operación y gestión conllevan, la reducción de contaminantes contenidos en el agua residual y la emisión de GEI que se produce por la naturaleza del proceso.

Debido a la complejidad de realizar una campaña de medición in situ para medir la emisión de  $N_2O$ , y la gran variedad de metodologías que existen para estimar la emisión, las evaluaciones de eco-eficiencia se han realizado sin considerar la emisión de este GEI en las PTAR. El no incluir las emisiones de GEI en las evaluaciones de eco-eficiencia genera un grado de incertidumbre, limita el valor e importancia de una planta de tratamiento, ya que no se está considerando su aportación ambiental y tampoco se permite conocer el desempeño y deficiencias.

El estimar la emisión de  $N_2O$  e incluirla en la evaluación de eco-eficiencia nos muestra la emisión de GEI que se evita al aplicar tratamiento a las aguas residuales, y el impacto eliminado en el medio receptor natural donde se descarga el efluente. Además, resalta la importancia de utilizar tratamientos donde se elimine un porcentaje de los nutrientes contenidos en el agua residual.

Para realizar una evaluación de eco-eficiencia más integrada es necesario incluir las emisiones de GEI como parte de las salidas del proceso, además, se requiere de una metodología que tenga bajo nivel de incertidumbre, que considere las variaciones diurnas y espaciales de la emisión de  $N_2O$ , y las características de cada planta de tratamiento.

Esta tesis doctoral pretende analizar y comparar las metodologías empíricas e integrales, que estiman la emisión de N<sub>2</sub>O en PTAR. La intención principal de esta tesis es proponer mejoras para estimar la emisión en plantas de tratamiento, mediante metodologías numéricas, cuando no existe la posibilidad de realizar campañas in situ o monitorización continua de la emisión de N<sub>2</sub>O. La propuesta de mejora para estimar la emisión de N<sub>2</sub>O obtenida de esta tesis doctoral, se incluirá para aplicar una evaluación de eco-eficiencia a las plantas en estudio, que por primera vez considerará al N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub> como salidas del proceso.

El estado del arte de la emisión de N<sub>2</sub>O se presenta en el siguiente capítulo, en él se aborda el origen y formación del N<sub>2</sub>O en el agua residual y el medio acuático donde se descarga en efluente, crudo o parcialmente tratado; y las diferentes investigaciones que se han realizado por otros autores para comprender y estimar la emisión directa e indirecta de N<sub>2</sub>O en el tratamiento de aguas residuales. En el capítulo 3, analizamos y describimos las principales metodologías empíricas internacionales empleadas para estimar la emisión, utilizando datos por defecto propuestos por cada metodología. La información obtenida nos llevó a desarrollar un análisis más profundo de los principales parámetros empleados por otras metodologías reportadas en la literatura, donde se integran datos de operación y del funcionamiento de cada planta. El capítulo 4 hace mención de la propuesta de esta tesis doctoral, el principal parámetro para conocer la cantidad de nitrógeno contenido en el agua residual y un ajuste al factor de emisión a emplearse para la cuantificación. Una vez realizada la propuesta para mejorar la estimación de este GEI, en el capítulo 5 se desarrolla una evaluación de eco-eficiencia a las PTAR, donde se integra por primera vez la emisión de N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub>, además del CO<sub>2</sub> por consumo eléctrico. Finalmente, se extraen las principales conclusiones y se propone una discusión final en el último capítulo.

Esta tesis se encuentra basada geográficamente en las PTAR del Área Metropolitana de Barcelona (AMB) y la Ciudad de México (CDMX) (**Anexo A**). El estado Español forma parte del Acuerdo de París en donde se compromete a reducir el 40% de emisiones de GEI para el año 2030 respecto a los niveles de 1990 (UNFCCC, 2015). En 2015 la emisión por el tratamiento de aguas residuales fue de 419.58 ktCO<sub>2</sub>e, de estas 137.31 ktCO<sub>2</sub>e le corresponden al N<sub>2</sub>O y 282.27 ktCO<sub>2</sub>e al CH<sub>4</sub>. En 2016 la emisión generada fue de 425.23 ktCO<sub>2</sub>e, 138.29 ktCO<sub>2</sub>e de N<sub>2</sub>O y 286.94 ktCO<sub>2</sub>e de CH<sub>4</sub> (Generalitat de Catalunya, 2020). México forma parte del Acuerdo de París 2016-2020, en donde enfoca esfuerzos para limitar a menos de 2°C el incremento de la temperatura promedio a nivel mundial (SEMARNAT, 2015). México emitió 683 MtCO<sub>2</sub>e de GEI en el 2015, de las cuales el 71% fue CO<sub>2</sub>, 21% de CH<sub>4</sub> y 6% de N<sub>2</sub>O. El 7% (46 MtCO<sub>2</sub>e) de las emisiones fueron producto del manejo de residuos, y un 49% (22 MtCO<sub>2</sub>e) por el tratamiento y eliminación de aguas residuales (INECC, 2015).

## 1.3 OBJETIVOS

### 1.3.1 Objetivo general

Desarrollar factores de caracterización para la estimación de  $N_2O$  en plantas de tratamiento de aguas residuales, considerando incertidumbre y datos operacionales, para uso en evaluaciones de eco-eficiencia.

### 1.3.2 Objetivos específicos

- Analizar las metodologías que existen y los parámetros que se emplean para estimar la emisión de  $N_2O$  en plantas de tratamiento.
- Proponer el parámetro a emplearse para conocer la cantidad de nitrógeno contenido en el agua residual y estimar la emisión de  $N_2O$  en PTAR.
- Aplicar un análisis de sensibilidad a los factores de emisión de  $N_2O$  reportados en la literatura.
- Calcular la emisión de  $CH_4$  de las plantas de tratamiento aplicando una de las metodologías reportadas en la literatura.
- Desarrollar una evaluación de eco-eficiencia de las PTAR, que incluya por primera vez la emisión de  $N_2O$  y  $CH_4$  como salidas del proceso.
- Clasificar las PTAR según sus puntajes de eco-eficiencia obtenidos.

## 1.4 ESQUEMA DE LA TESIS

El diseño de esta tesis consta de cuatro partes: la introducción, la parte teórica, la parte empírica y las conclusiones. La primera parte, el capítulo 1, es la introducción general. Se plantea la problemática que se va a abordar, el hueco en el conocimiento que existe, y la innovación y aportación al conocimiento de esta tesis doctoral. Se incluyen los principales objetivos a alcanzar con este trabajo.

El capítulo 2 incluye las bases teóricas y empíricas en las que se basa esta tesis, es una revisión de la literatura existente sobre la emisión de N<sub>2</sub>O en aguas residuales. En los siguientes capítulos 3-5, se presentan tres trabajos diferentes, realizados para alcanzar los objetivos planteados y la aportación científica esperada. Dos publicaciones publicadas y una próxima. Los tres trabajos realizados se describen en los siguientes capítulos.

**Artículo 1.** Evaluation of N<sub>2</sub>O Emissions in Wastewater Treatment Systems: a Comparative Analysis of Emissions between Case Studies of Developed and Developing Countries

<https://doi.org/10.1007/s11270-019-4086-0>

Water, Air and Soil Pollution (2019) 230:42

JCR (Q2)

El capítulo 3 es una contribución al conocimiento, a partir del marco teórico presentado anteriormente en el capítulo 2, es una exploración a las principales metodologías internacionales, empleadas para estimar la emisión de N<sub>2</sub>O en PTAR. Se seleccionan tres metodologías de referencia internacional para comparar la emisión obtenida de las plantas de tratamiento ubicadas en la Ciudad de México (CDMX) y el Área Metropolitana de Barcelona (AMB) en el año 2015. Se centra en un análisis profundo de metodologías de tipo empírico y metodologías de tipo integral, reportadas en la literatura. A partir de esta revisión, fue posible concluir que las metodologías de tipo empírico, no tienen en cuenta las variaciones diurnas y espaciales de la emisión, y pueden sobrestimar la cantidad de nitrógeno contenido en el agua residual. Las metodologías integrales tienen en cuenta las características del agua residual de entrada a la planta y el tipo de tratamiento que se aplica. Este análisis sirvió para identificar a las metodologías integrales como la mejor opción para estimar la emisión de N<sub>2</sub>O en PTAR, cuando no se pueden realizar campañas de medición in situ, además, nos permitió reconocer algunos parámetros principales (valor de nitrógeno en el agua residual y el factor de emisión), necesarios para estimar la emisión de N<sub>2</sub>O en plantas de tratamiento, pero también algunas limitaciones y recomendaciones para desarrollar en las próximas etapas. En el siguiente capítulo nos enfocamos en analizar metodologías integrales reportadas en la literatura, y los principales parámetros utilizados por cada metodología.

**Artículo 2.** Analysis of empirical methods for the quantification of N<sub>2</sub>O emissions in wastewater treatment plants: Comparison of emission results obtained from the IPCC Tier 1 methodology and the methodologies that integrate operational data

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141288>

Science of the Total Environment 747 (2020) 141288

JRC (Q1)

El capítulo 4 valida la decisión de utilizar metodologías de tipo integral para estimar la emisión de N<sub>2</sub>O en PTAR. Se analizan cinco metodologías de tipo integral, y se comparan con la metodología por referencia del IPCC en 2006. El objetivo es analizar el valor de nitrógeno contenido en el agua residual, que cada metodología considera para estimar la emisión, y el rango de factores de emisión reportados en la literatura. Se estima la emisión de N<sub>2</sub>O de las PTAR de CDMX y el AMB en los años 2015 y 2016, para conocer el comportamiento y evolución de tratamiento de ambas zonas de estudio. Los resultados demuestran que la metodología empírica por referencia del IPCC subestima la emisión. Los conocimientos obtenidos después de este análisis nos permitieron realizar algunas recomendaciones para mejorar la estimación de emisión de N<sub>2</sub>O al emplear metodologías integrales, como el valor de nitrógeno en el agua residual y un ajuste en el factor de emisión por referencia utilizado actualmente, cuando no es posible realizar una campaña de monitoreo in situ o monitorización continua en planta. En el capítulo siguiente, se integra la propuesta de mejora obtenida de esta tesis, a una evaluación de eco-eficiencia de las plantas de tratamiento en estudio, que considera por primera vez la emisión de N<sub>2</sub>O como parte de las salidas del proceso de tratamiento.

**Artículo 3.** Eco-efficiency evaluation in wastewater treatment plants considering greenhouse gas emissions through the Data Envelopment Analysis-tolerance model

Clean Technologies and Environmental Policy

JCR (Q2)

El capítulo 5 nos ayuda a fortalecer la metodología propuesta para estimar la emisión de N<sub>2</sub>O en PTAR. En este capítulo se aplicó una evaluación de eco-eficiencia a las PTAR del AMB de los años 2015 y 2016. El propósito era integrar por primera vez a la evaluación de eco-eficiencia la emisión de N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub> como salidas del proceso, además de la emisión de CO<sub>2</sub> por el consumo de electricidad. El objetivo es evaluar el desempeño económico y ambiental de las plantas de tratamiento, y clasificar e identificar las PTAR eco-eficientes y eco-ineficientes. La emisión de CH<sub>4</sub> se estimó con una metodología reportada y sugerida en la literatura científica. Los resultados validan la importancia de incluir la emisión de GEIs como salidas deseadas y no deseadas del proceso, a la evaluación de eco-eficiencia. Los resultados también sugieren que la eficiencia de las PTAR depende de las normativas y regulaciones que se apliquen al tratamiento de aguas residuales. La evaluación de eco-eficiencia no fue posible aplicarla a las PTAR de CDMX, ya que no contábamos con todos los datos de operación necesarios para desarrollar la evaluación.

Finalmente, en el capítulo 6 se resume brevemente los principales hallazgos de esta investigación. Se presentan las principales conclusiones que se pueden extraer de esta tesis, la discusión de los principales resultados, las limitaciones con las que nos encontramos y la aportación al

conocimiento de este trabajo. Además, se hacen recomendaciones para futuras investigaciones en el tema de emisión de  $N_2O$  en el sector de aguas.

## CAPÍTULO 2. ESTADO DEL ARTE

---

En este capítulo se analizan los reportes y artículos científicos que abordan el tema de emisiones de GEI en PTAR. Se busca comprender el origen y formación del  $N_2O$  en el agua residual, y como las condiciones de tratamiento y del medio ambiente contribuyen a ello. También se realiza una investigación de los diferentes métodos que existen para realizar una evaluación de eco-eficiencia en plantas de tratamiento.

### 2.1 EMISIÓN DE GEI EN PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL

Las aguas residuales pueden ser una fuente de  $CH_4$  cuando se les trata o elimina en medio anaeróbico. También pueden ser una fuente de emisiones de  $N_2O$ . Las emisiones de  $CO_2$  procedentes de las aguas residuales no se consideran en las Directrices del IPCC, porque son de origen biogénico y no deben incluirse en el total nacional de emisiones (IPCC, 2006, 2019). Se entiende por aguas residuales domésticas (o aguas servidas) a los residuos de aguas utilizadas en los hogares, mientras que las aguas residuales industriales derivan exclusivamente de las prácticas industriales (IPCC, 2006).

Las aguas residuales se originan en una variedad de fuentes domésticas, comerciales e industriales y pueden tratarse in situ (no recolectadas), transferirse por alcantarillado a una instalación central (recolectadas), o eliminarse sin tratamiento en las cercanías o por medio de desagües. Los sistemas de tratamiento y eliminación pueden variar de forma abrupta de un país a otro, también pueden diferir entre los usuarios urbanos de alto nivel de ingresos y los de bajo nivel de ingresos (IPCC, 2006). Existen diferentes vías para el tratamiento y la eliminación de las aguas residuales. Los métodos de tratamiento centralizado pueden clasificarse como tratamientos primarios, secundarios y terciarios. En el tratamiento primario, los sólidos más voluminosos se separan de las aguas mediante barreras físicas. Luego se permite la decantación de las partículas residuales. Los tratamientos secundarios consisten en una combinación de procesos biológicos que fomentan la biodegradación por microorganismos. Estos procesos pueden incluir pozas aeróbicas de estabilización, filtros de goteo y procesos de lodo activado, así como reactores anaeróbicos y lagunas. Los tratamientos terciarios se usan para purificar aún más las aguas residuales de los agentes patógenos, contaminantes, y nutrientes residuales, como los compuestos de nitrógeno y fósforo. Esto se logra mediante uno o varios procesos combinados que pueden incluir pozas de maduración y/o depuración, procesos biológicos, filtraje avanzado, absorción por carbono, intercambio iónico y desinfección (IPCC, 2006).

A continuación, se mencionan los principales GEI y su implicación en el tratamiento de aguas residuales:

#### 2.1.1 Dióxido de Carbono

En una PTAR la producción de  $CO_2$  se atribuye a dos factores principales: el proceso de tratamiento y el consumo de electricidad (Gupta and Singh, 2012). En el proceso anaerobio la

DBO<sub>5</sub> de las aguas residuales se incorpora ya sea en biomasa o se transforma en CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub>, los digestores de lodos y la combustión de gas del digestor también son otra fuente de emisión. En el proceso aerobio el CO<sub>2</sub> se produce a través de la descomposición de la materia orgánica. Las directrices del IPCC no consideran la emisión de CO<sub>2</sub> propia del tratamiento de aguas residuales en una PTAR como una emisión antropogénica, ya que vuelve a la atmósfera de manera natural y en equilibrio con su concentración atmosférica. Otros autores difieren de esta afirmación, ya que el 20% del carbón presente en aguas residuales puede ser de origen fósil (detergentes, aceites y grasas de origen sintético), y por lo tanto debe ser considerado en los inventarios de PTAR (Lara and Préndez, 2003; Nolasco, 2010; Rodriguez-Garcia *et al.*, 2012).

### 2.1.2 Metano

Se produce a partir de la degradación biológica de la materia orgánica en condiciones anaerobias a partir del agua o del lodo de purga. La cantidad de metano producida dependerá de la cantidad de materia orgánica degradada y la ausencia de oxígeno disuelto. El gas emitido por una PTAR es llamado biogás, y es producido en condiciones óptimas (ausencia total de oxígeno disuelto) en un reactor anaerobio por acción de ciertas bacterias que descomponen la materia orgánica. Este biogás está compuesto por varios gases, en su mayoría CH<sub>4</sub> (55-75%) y CO<sub>2</sub> (25-45%). El CH<sub>4</sub> es un gas inflamable que puede capturarse y utilizarse para generación de energía eléctrica o calorífica (Lara and Préndez, 2003; IPCC, 2015b). Existen metodologías internacionales utilizadas para estimar la emisión de CH<sub>4</sub> en PTAR, a partir de los lodos generados y tratados en cada instalación, para así conocer la contribución e impacto de una planta de tratamiento en la generación de emisión de este GEI.

### 2.1.3 Óxido Nitroso

El N<sub>2</sub>O se genera como subproducto durante la eliminación de nutrientes en plantas de tratamiento avanzado de aguas residuales o en el medio receptor natural donde el efluente es descargado. Se genera principalmente por procesos metabólicos de bacterias autótrofas y heterótrofas. Una descripción más amplia de su generación en una PTAR o en el medio receptor natural donde se descarga el efluente se aborda a continuación. Como parte del propósito de esta tesis doctoral, se realiza una revisión de la literatura de las principales metodologías que existen para estimar la emisión de N<sub>2</sub>O en plantas de tratamiento; el análisis y discusión de estas metodologías se encuentra en los capítulos 3 y 4 de este trabajo.

## 2.2 EL ÓXIDO NITROSO EN EL AGUA RESIDUAL

El N<sub>2</sub>O tiene su origen en el nitrógeno, el cual llega a las aguas residuales es a través de los alimentos que consume la población. Los alimentos contienen proteínas que son macromoléculas complejas, componente principal, funcional y estructural de las células. Las proteínas proporcionan el nitrógeno necesario al organismo, un porcentaje de este nitrógeno se elimina en forma de orina, heces y proteínas no absorbidas. A la relación entre el nitrógeno proteico que ingerimos y el que perdemos se le llama balance nitrogenado. Las proteínas tienen origen vegetal (frutos secos, soja, legumbres, champiñones, cereales) o animal (carne, pescado, aves, huevos, lácteos) (Facultad de Ciencias, 2019). Si las aguas residuales son frescas, el nitrógeno está en forma de compuestos de urea y proteínas, que luego pasan a la forma amoniacal por descomposición bacteriana. A medida que el agua se estabiliza por oxidación bacteriana en un

ambiente aeróbico, se generan nitritos y posteriormente nitratos. Las formas utilizadas para conocer el contenido de nitrógeno que aportan las proteínas no metabolizadas por el organismo al agua residual son mediante el valor de TN, TKN o DBO<sub>5</sub>. El consumo de proteínas per cápita es otro parámetro estadístico utilizado para conocer este valor de nitrógeno en las aguas residuales.

### 2.2.1 Formación del N<sub>2</sub>O en el tratamiento de aguas residuales

El N<sub>2</sub>O se forma a partir del material contenido en aguas residuales en forma de urea, amoníaco y proteínas de los alimentos (Farrell *et al.*, 2005; Thomsen and Lyck, 2005; Kampschreur *et al.*, 2009; Gupta and Singh, 2012).

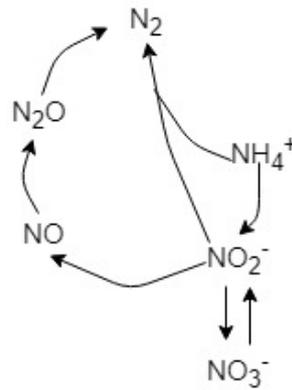
El principal factor para determinar el potencial de generación de N<sub>2</sub>O en aguas residuales es el contenido de nitrógeno en estas (CH2M HILL, 2007). Tanto el agua residual doméstica como la industrial pueden ser también una fuente de emisión de N<sub>2</sub>O. Algunas industrias producen aguas residuales con importantes cargas de nitrógeno descargadas al alcantarillado de la ciudad, donde se mezclan con aguas residuales domésticas, comerciales e institucionales. El agua residual doméstica incluye desechos humanos, así como el flujo de los desagües de las duchas, los desagües de los lavabos, los efluentes de las lavadoras, etc.

Una PTAR puede incluir aguas residuales domésticas e industriales, así como también agua de lluvia (Thomsen and Lyck, 2005; Gupta and Singh, 2012). Los sistemas centralizados de tratamiento de aguas residuales pueden incluir una variedad de procesos, que van desde una laguna hasta tecnología avanzada de tratamiento terciario para eliminar nutrientes (Scheehle and Doorn, 2004; Gupta and Singh, 2012).

El N<sub>2</sub>O en una PTAR avanzada se genera como subproducto durante los procesos de nitrificación/desnitrificación (eliminación de nutrientes) (Scheehle and Doorn, 2004; Thomsen and Lyck, 2005; CH2M HILL, 2007; Kampschreur *et al.*, 2009; Hwang, Bang and Zoh, 2016), en donde se transforma y emite como nitrógeno gas (N<sub>2</sub>) (emisión directa) o en el medio receptor natural donde el efluente es descargado (emisión indirecta), ya sea crudo o parcialmente tratado, debido al remanente de nitrógeno contenido en el agua (Farrell *et al.*, 2005; CH2M HILL, 2007).

La generación de este gas se da principalmente por procesos metabólicos de bacterias autótrofas que oxidan el amoníaco en condiciones aerobias y por bacterias heterótrofas que transforman el nitrato en nitrógeno gas en condiciones anaerobias (Duan *et al.*, 2015).

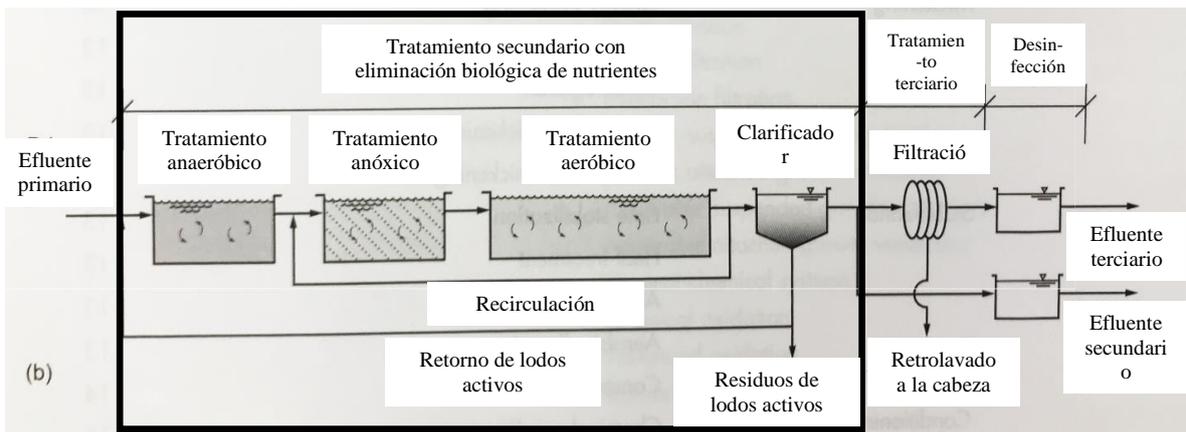
La nitrificación en una PTAR es un proceso de dos etapas: i) las bacterias oxidantes del amonio y *arqueas* (microorganismos unicelulares diferente a las bacterias) oxidantes del amonio, transforman el amoníaco (NH<sub>3</sub>) en nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), y ii) bacterias oxidantes de nitrito que convierten el NO<sub>2</sub><sup>-</sup> en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (Nitrato) (Kampschreur *et al.*, 2009). La desnitrificación en una PTAR consta de 4 etapas: de nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) a nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) y nitrógeno gas (N<sub>2</sub>) (Rodríguez-García *et al.*, 2012). La **Figura 1** presenta la conversión del nitrógeno en una planta de tratamiento avanzado.



**Figura 1. Conversiones biológicas del nitrógeno**

La conversión biológica del nitrógeno (**Figura 1**) comienza con la oxidación aerobia de  $\text{NH}_3$ , siguiendo con la oxidación aerobia de  $\text{NO}_2^-$ , la reducción de  $\text{NO}_3^-$  a  $\text{NO}_2^-$ , para así obtener la reducción de  $\text{NO}_2^-$  a  $\text{NO}$ , pasando a la reducción de  $\text{NO}$  a  $\text{N}_2\text{O}$  y por último la reducción de  $\text{N}_2\text{O}$  a  $\text{N}_2$ ; otro paso que también puede ocurrir es la oxidación de  $\text{NH}_3$  con  $\text{NO}_2^-$  a  $\text{N}_2$  (Kampschreur *et al.*, 2009).

Las bacterias nitrificantes son las que contribuyen significativamente a la emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  en PTAR (Kampschreur *et al.*, 2009). Muchos estudios muestran que el  $\text{N}_2\text{O}$  se emite principalmente desde las zonas aireadas, el  $\text{N}_2\text{O}$  formado en zonas anóxicas se disolverá en gran parte en la fase líquida y se convertirá en  $\text{N}_2$  a través de la reducción de  $\text{N}_2\text{O}$  antes de ser transferido a la fase gaseosa (Law *et al.*, 2012). La **Figura 2** presenta el sitio donde se transforma el  $\text{N}_2\text{O}$  en  $\text{N}_2$  en una PTAR avanzada, siendo durante el tratamiento secundario (eliminación de nutrientes) donde sucede esta conversión.



**Figura 2. Emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  en una PTAR avanzada** (Metcalf & Eddy *et al.*, 2014a)

Las PTAR son sistemas diseñados para lograr altas tasas de conversión de nitrógeno. Una planta con etapas de nitrificación/desnitrificación (N/D) típicamente tiene una eficiencia de eliminación de nitrógeno del 90%. Este nitrógeno es removido como  $\text{N}_2$ , y no en el lodo. Si, por ejemplo, la planta es eficiente en un 90%, el 10% de nitrógeno es descargado en el efluente y el 25% de

nitrógeno se elimina en el lodo, esto implicaría que el 65% de nitrógeno se retira como gas (Scheehle and Doorn, 2004). En general, las plantas que logran altos niveles de eliminación de nitrógeno emiten menos  $N_2O$ , lo que indica que no se requiere compromiso entre la alta calidad del agua y las emisiones de  $N_2O$ . La gran variación implica que las emisiones de  $N_2O$  de una planta de tratamiento pueden reducirse a través del diseño y operación apropiados de la misma (Law *et al.*, 2012).

Como el  $N_2O$  se produce principalmente durante la nitrificación y la desnitrificación, la producción de  $N_2O$  se origina principalmente en las unidades de lodos activados de una PTAR. Existen varias configuraciones de plantas como se ha mencionado anteriormente que pueden lograr altos niveles de eliminación de nitrógeno en aguas residuales promoviendo la nitrificación y la desnitrificación en diferentes zonas de reacción (Law *et al.*, 2012). Otros posibles lugares donde pueden producirse emisiones de  $N_2O$  son los desarenadores, tanques de pre-sedimentación, clarificadores secundarios, tanques de almacenamiento de lodos y digestores de lodos anaerobios. La emisión de  $N_2O$  desde estos compartimentos solo puede ocurrir por nitrificación si el oxígeno penetra en el sistema y por desnitrificación si hay  $NO_2^-$  o  $NO_3^-$  presente, además de materia orgánica. Mediciones realizadas por Czepiel en 1995 en una PTAR, indicaron que el 90% de la emisión de  $N_2O$  se produce a partir de los compartimentos de lodos activados, 5% desde tanques de arena y 5% desde tanques de almacenamiento de lodos. Ya que el  $N_2O$  es emitido en fase gas, es lógico que la mayor parte de la emisión de  $N_2O$  se produzca en los compartimentos aireados de una PTAR (Kampschreur *et al.*, 2009).

Las emisiones de  $N_2O$  son asociadas con varios procesos en PTAR y los flujos de emisión son extremadamente variables y dependen de muchos parámetros de operación y condiciones ambientales (Kampschreur *et al.*, 2009; Law *et al.*, 2012). Los procesos relevantes donde se puede producir  $N_2O$  en una PTAR son (Kampschreur *et al.*, 2009):

- *Nitrificación*: se asume que la nitrificación se realiza predominantemente por bacterias oxidantes del amonio y bacterias oxidantes de nitrito autótrofos, que utilizan el amoníaco o nitrito como fuente de energía y  $CO_2$  como fuente de carbono. Park (2006) encontró *arqueas* oxidantes del amonio en PTAR que se operaron a bajos niveles de OD y largos tiempos de retención de sólidos. La nitrificación heterótrofa puede emitir más  $N_2O$  que la nitrificación autótrofa (Kampschreur *et al.*, 2009).
- *Desnitrificación*: es realizada por un grupo metabólicamente muy diverso de microorganismos, bacterias, así como *arqueas*, que acoplan la oxidación de sustratos orgánicos o inorgánicos a la reducción de nitrato, nitrito, óxido nítrico y óxido nitroso. En el tratamiento de aguas residuales generalmente se acepta que la desnitrificación heterótrofa anóxica es el proceso predominante, lo que significa que la desnitrificación aeróbica y la desnitrificación nitrífera solo juegan un papel menor.
- *Reacciones químicas*: Van Cleemput, (1998) sugiere que las posibles vías químicas que conducen a la formación de  $N_2O$  en PTAR son la reacción entre nitrito e hidroxilamina que conduce a  $NO$  y  $N_2O$ , y reducciones de nitrito con compuestos orgánicos e inorgánicos.

Además de los procesos donde es posible producir  $N_2O$  en una planta de tratamiento, es necesario conocer los factores que influyen en su formación (Kampschreur *et al.*, 2009):

- *Oxígeno Disuelto*: durante la nitrificación, la concentración de OD es considerado un importante parámetro de control (Kampschreur *et al.*, 2008), con bajas concentraciones de OD se esperan altas emisiones. En condiciones de limitación de oxígeno, los oxidantes autótrofos de amoníaco utilizan nitrito como aceptor de electrones para ahorrar oxígeno para la reacción de oxigenación del amoníaco a hidroxilamina. Durante la desnitrificación, el oxígeno inhibe tanto la síntesis como la actividad de las enzimas. N<sub>2</sub>O reductasa es más sensible al oxígeno que las otras enzimas, lo que conlleva a la emisión de N<sub>2</sub>O durante la desnitrificación (Otte *et al.*, 1996).
- *Nitrito*: aumenta la emisión durante la nitrificación y la desnitrificación. Altas concentraciones de nitritos durante la desnitrificación conducen a una menor tasa de desnitrificación y al incremento de NO y N<sub>2</sub>O (Schulthess, Kühni and Gujer, 1995).
- *Cambios rápidos en las condiciones del proceso*: en varios estudios se observó una mayor emisión de N<sub>2</sub>O en respuesta a condiciones ambientales rápidamente cambiantes, tales como cargas de choque de amoníaco (Burgess *et al.*, 2002), limitación de oxígeno (Kampschreur *et al.*, 2008) y cambios en la concentración de nitrito (Tallec *et al.*, 2006). Probablemente el metabolismo de las bacterias necesita tiempo para responder a los cambios en las condiciones ambientales, lo que resulta en sustanciales emisiones de N<sub>2</sub>O. Las poblaciones bacterianas sometidas a condiciones continuamente cambiantes pueden reducir su emisión de N<sub>2</sub>O mediante adaptación. Los resultados que se han obtenido en varias investigaciones muestran variaciones en los resultados a escala laboratorio y a escala real, es por ello de la importancia del monitoreo continuo para establecer una cuantificación realista de la emisión de N<sub>2</sub>O (Kampschreur *et al.*, 2008).
- *Relación DQO/N*: se sabe que la disponibilidad limitada de carbono orgánico biodegradable aumenta la emisión de N<sub>2</sub>O durante la desnitrificación (Schulthess and Gujer, 1996; Chiu and Chung, 2000). Hanaki y colaboradores en 1992, investigaron el impacto de varias relaciones de DQO/N, y observaron que hasta el 10% de la carga de nitrógeno se emitió como N<sub>2</sub>O a la relación DQO/N más baja estudiada (1.5) (Hanaki, Hong and Matsuo, 1992). Las relaciones de DQO/N superiores a 10 podrían conducir al enriquecimiento de microorganismos aerobios desnitrificantes (van Niel *et al.*, 1993), con posiblemente un aumento asociado de la emisión de N<sub>2</sub>O.
- *pH*: de acuerdo a un estudio realizado por Hynes y Knowles en 1984, la emisión de N<sub>2</sub>O máxima se presenta a un pH de 8.5 y mínima de 6 (Hynes and Knowles, 1984). En PTAR el pH es generalmente entre 7 y 8, lo que quiere decir que el efecto del pH juega un papel menor en la emisión de N<sub>2</sub>O (Thörn and Sörensson, 1996).

Hay varias características claves que distinguen a las PTAR de otros ambientes:

- Las aguas residuales domesticas generalmente contienen concentraciones relativamente altas de nitrógeno, alrededor de 20-70 mg/l de nitrógeno total como nitrógeno (Shekhar Thakur and Medhi, 2019). Para lograr una eliminación de nitrógeno casi completa dentro de 3-8 horas, se aplican altas tasas de carga de nitrógeno, con tasas relativamente altas de nitrificación y desnitrificación. Se espera que estos impacten en la tasa de producción de N<sub>2</sub>O.
- Las comunidades bacterianas de las plantas se someten a cambios rápidos en las condiciones del proceso que se aplican para promover reacciones microbianas aerobias o anóxicas. Tales cambios rápidos en las condiciones ambientales probablemente causan

estrés fisiológico tanto a las comunidades nitrificantes como desnitrificantes, con el potencial de inducir comportamientos transitorios (Kampschreur *et al.*, 2009).

- La aireación activa se utiliza para inducir condiciones aeróbicas. Los sistemas de aireación están diseñados para proporcionar eficientemente oxígeno al bioreactor, que también permite la transferencia eficiente de  $N_2O$  de la fase líquida a la fase gaseosa. Por lo tanto, cualquier desequilibrio temporal entre la producción de  $N_2O$  y el consumo podría resultar en la acumulación y luego desprendimiento de  $N_2O$  durante la aireación (Hwang, Bang and Zoh, 2016).
- Dado que los sistemas de tratamiento de aguas residuales son sistemas altamente diseñados, existen oportunidades para mitigar las emisiones de  $N_2O$  mejorando el diseño del proceso y/o las condiciones operacionales (Lara González, 2003).

A modo de síntesis cabe destacar que las formas más comunes de nitrógeno en aguas residuales y el ambiente acuático son: amoníaco ( $NH_3$ ), amonio ( $NH_4^+$ ), nitrógeno ( $N_2$ ), ion nitrito ( $NO_2^-$ ) y ion nitrato ( $NO_3^-$ ). La emisión de  $N_2O$  en aguas residuales depende del contenido de nitrógeno en estas, y la transformación que ocurre en PTAR avanzadas es del  $NH_3$  a  $NO_2^-$ ,  $NO_3^-$ ,  $NO$ ,  $N_2O$  y  $N_2$ . Además, que la emisión de  $N_2O$  en plantas de tratamiento avanzado se asocia más al proceso de desnitrificación, al ser un proceso intermediario para la transformación de  $NO_2^-$  y  $NO_3^-$  a  $N_2$ . El  $NO_2^-$  es considerado la principal fuente para la formación y emisión de  $N_2O$ . El OD es un importante parámetro de control que también juega un papel importante para la formación de  $N_2O$  en una PTAR, inhibe la síntesis y tiene diferente efecto para cada tipo de bacteria utilizada.

### 2.2.2 Formación del $N_2O$ en el medio receptor natural

El agua residual es descargada en el medio receptor natural, ya sea cruda o parcialmente tratada. Esa cantidad de nitrógeno contenido en el agua residual producirá una emisión de  $N_2O$ , de acuerdo a las condiciones del medio, la temperatura y el oxígeno presente. Las diversas formas de nitrógeno que están presentes en la naturaleza y las vías por las cuales cambia su forma en un ambiente acuático se presentan en la **Figura 3**. El nitrógeno presente en aguas residuales se combina con materia proteica y urea, las bacterias descomponen fácilmente la forma orgánica al amoníaco ( $NH_3$ ). En un entorno aerobio, las bacterias pueden oxidar el nitrógeno amoniacal a nitritos ( $NO_2^-$ ) y nitratos ( $NO_3^-$ ). El predominio del nitrógeno nitrado en aguas residuales indica que el desecho se ha estabilizado con respecto a la demanda de oxígeno. Sin embargo, los  $NO_3^-$  pueden ser usados por plantas y animales para formar proteínas. La muerte y descomposición de la planta y la proteína animal por bacterias nuevamente producen  $NH_3$ ; por lo tanto, el nitrógeno en forma de  $NO_3^-$  puede reutilizarse para producir proteínas mediante algas y otras plantas, es necesario eliminar o reducir el nitrógeno presente en aguas residuales para así prevenir estos crecimientos.

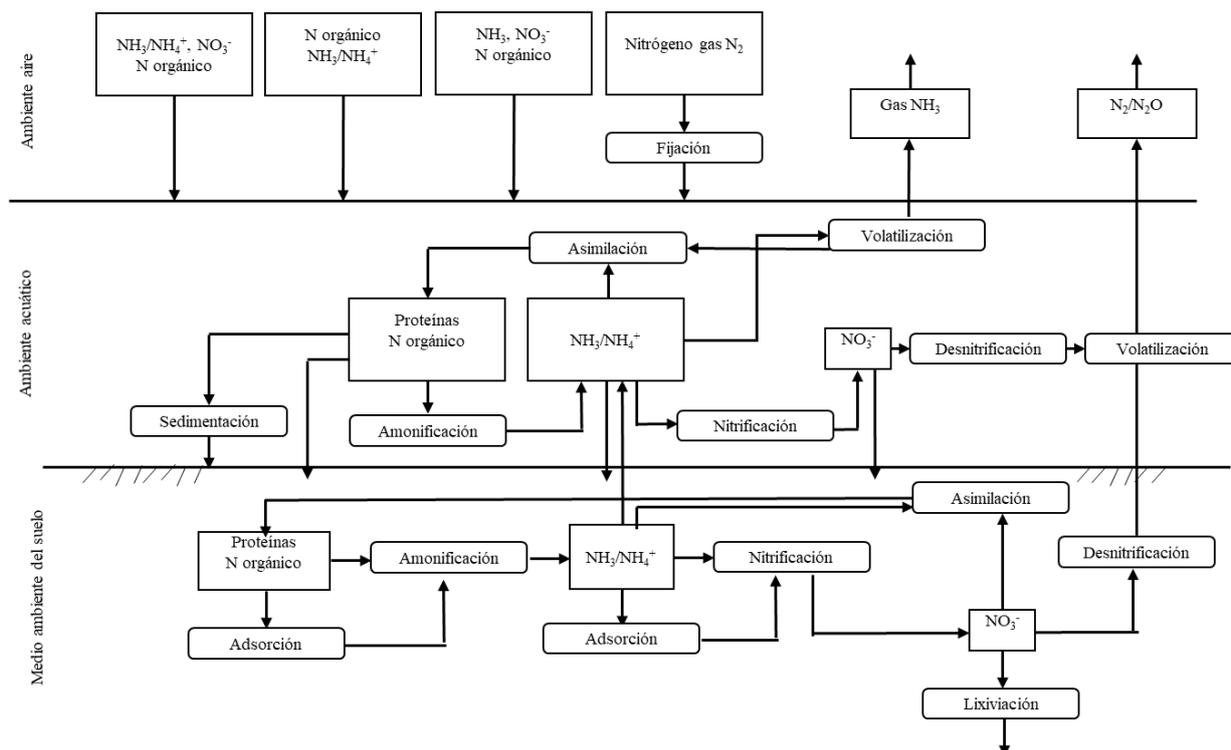


Figura 3. Ciclo del nitrógeno generalizado en el medio ambiente (Metcalf & Eddy *et al.*, 2014a)

La Figura 3 nos muestra como el agua residual descargada en el ambiente acuático contiene nitrógeno orgánico en forma de  $NH_3/NH_4^+$ , una parte de este nitrógeno orgánico se volatiza y se emite a la atmósfera como  $NH_3$  gas, a su vez otra parte se nitrifica transformándose en  $NO_3^-$ , que se desnitrifica y volatiza al ambiente en forma de  $N_2/N_2O$ . Las proteínas presentes se sedimentan y amonifican generando a su vez  $NH_3/NH_4^+$ . Una parte de las proteínas, del  $NH_3/NH_4^+$  y del  $NO_3^-$  se transfieren al suelo, originando una serie de procesos que generan el ciclo de  $N_2O$  en suelo, agua y aire.

### 2.2.3 Estimación de emisión de $N_2O$ en aguas residuales

Desde los primeros datos publicados por Czepiel, las emisiones de  $N_2O$  procedentes de una PTAR, la concienciación y la preocupación por las emisiones de  $N_2O$  durante el tratamiento de aguas residuales han aumentado significativamente entre las autoridades de aguas urbanas (Law *et al.*, 2012). Para una adecuada cuantificación de emisión de  $N_2O$  es necesario contar con una medición a escala real en PTAR y una estimación de estas emisiones (Rodríguez-García *et al.*, 2012).

Los datos de emisión de  $N_2O$  presentan una gran variación en la fracción de nitrógeno que es emitida como  $N_2O$  en los estudios realizados a escala laboratorio (0-95% de la carga de nitrógeno) y a gran escala (0-14.6% de la carga de nitrógeno), es por ello que se necesitan nuevas estrategias para realizar las mediciones de  $N_2O$  desde estas instalaciones. Para esto es importante identificar las variables de proceso dominantes que determinan las emisiones de este gas, y así permitir una

mejor comparación entre los estudios (Kampschreur *et al.*, 2009), y poder desarrollar estrategias efectivas de mitigación (Law *et al.*, 2012).

La medición del N<sub>2</sub>O en PTAR se puede realizar en fase gas y/o fase líquida. La medición del N<sub>2</sub>O en fase gas en las PTAR, es emitido por los tanques de lodos activados, donde suele ser capturado utilizando una cámara flotante cerrada (medición en línea, tiempo real). Cuando no es posible realizar una medición en línea, las muestras pueden ser capturadas desde el espacio de cabeza de la cámara en jeringas de nylon de 20 ml a intervalos de tiempo específicos. El análisis para el N<sub>2</sub>O se realiza con un cromatógrafo de gases con detector de captura de electrones. El muestreo fuera de línea (medición de laboratorio) no captura los cambios dinámicos en los perfiles de emisión de N<sub>2</sub>O, esto puede resultar en un sobre o subestimación de las emisiones de N<sub>2</sub>O. La medición de la fase líquida de N<sub>2</sub>O utilizando muestras fuera de línea seguido de un cromatógrafo de gases se ha utilizado a escala de laboratorio y a gran escala; se inyecta una muestra líquida que contiene N<sub>2</sub>O en un vial al vacío y se deja que alcance el equilibrio líquido-gas. Entonces se mide la concentración de N<sub>2</sub>O en fase gaseosa en el vial y se calcula la concentración de N<sub>2</sub>O en fase líquida basada en la ley de Henry. La concentración total de N<sub>2</sub>O en la muestra se obtiene dividiendo la cantidad total de N<sub>2</sub>O en ambas fases (gas y líquido) por el volumen total de líquido. El monitoreo continuo de la concentración de N<sub>2</sub>O disuelto se puede hacer usando micro sensores de N<sub>2</sub>O. Similar al análisis en fase gaseosa, la detección de fase líquida en ubicaciones múltiples es necesaria para capturar la variación espacial en la concentración de N<sub>2</sub>O (Law *et al.*, 2012). El sensor tipo Clark tiene una referencia interna y un cátodo de protección. Durante la medición, el N<sub>2</sub>O penetra a través de la membrana de la punta del sensor y se reduce en la superficie del cátodo metálico. El sensor se conecta a un pico-amperímetro de alta sensibilidad, que convierte la corriente de reducción resultante en una señal. La señal en línea puede grabarse en un ordenador portátil. La respuesta del micro sensor electroquímico se sabe que es lineal en el rango de 0-1.2 mM (Law *et al.*, 2012). La combinación de los análisis tanto del micro sensor como del método vial aumenta significativamente la fiabilidad de los datos. El **Anexo B** presenta los equipos y técnicas empleadas para realizar monitoreo en línea de la emisión de N<sub>2</sub>O en PTAR, información reportada en la literatura.

La cuantificación de las emisiones al aire de las PTAR es un desafío difícil, ya que estas descargas son de naturaleza difusa y ocurren en varias unidades de proceso y tecnologías con diferentes formas físicas (Samuelsson *et al.*, 2018). Por esta razón, se han desarrollado diferentes métodos numéricos para estimar y evaluar las emisiones de N<sub>2</sub>O en las PTAR, sin la aportación de datos medidos (Doorn and Liles, 1999; Lara and Préndez, 2003; Scheehle and Doorn, 2004; Farrell *et al.*, 2005; Thomsen and Lyck, 2005; Mannina *et al.*, 2016; Massara *et al.*, 2017).

Estos modelos se subdividen en tres grupos (Corominas *et al.*, 2012): 1) Modelos empíricos, usados para realizar inventarios y proporcionar un grado de magnitud en la producción de GEI. Se basan en fuertes suposiciones y conllevan altos niveles de incertidumbre y variabilidad. 2) Modelos de procesos integrales simples para el tratamiento de aguas residuales y biosólidos a escala de unidades de tratamiento. 3) Modelos mecánicos, describen de manera dinámica la producción de ciertos GEI en la unidad de tratamiento o escala de toda la planta.

Los primeros reportes y análisis de emisión de N<sub>2</sub>O en PTARs son realizados por Czepiel y colaboradores en 1993 (Czepiel, Crill and Harriss, 1995). Realizan una campaña de medición durante primavera y verano en una planta de tratamiento de aguas servidas domésticas, ubicada en el norte de los Estados Unidos de América (Durham, New Hampshire). Los factores de emisión derivados de sus mediciones de campo incluyeron emisiones per cápita de 3.2 g N<sub>2</sub>O/persona/año

y emisiones basadas en el flujo de  $1.6 \times 10^{-6}$  de  $N_2O/l$  de aguas residuales. El IPCC basa sus factores de emisión en estos valores reportados por Czepiel (IPCC, 2006).

En los Estados Unidos se utiliza la metodología desarrollada por la US EPA para cuantificar las emisiones en PTAR. Scheehle y Doorn (2004) desarrollan una estimación compuesta comprensiva de  $N_2O$  en aguas residuales, explicando las emisiones directas de los procesos de la planta, así como las cargas adicionales de nitrógeno no contabilizadas de la basura, baños y aguas residuales (Scheehle and Doorn, 2004).

El IPCC define una metodología para la estimación directa e indirecta de  $N_2O$ , que tiene lugar como resultado de procesos biológicos (IPCC, 2006). Esta metodología utiliza varios parámetros por defecto. Algunos autores consideran que estas directrices no proporcionan un valor adecuado de la emisión de  $N_2O$  (Rodríguez-García *et al.*, 2012), al igual que la metodología de la US EPA (2010), ya que no toman en cuenta los diferentes procesos de tratamiento, las condiciones y la configuración de la planta, ni la variabilidad espacial y diurna en las emisiones de  $N_2O$  (Farrell *et al.*, 2005; Thomsen and Lyck, 2005; CH2M HILL, 2007; RTI International, 2010). La realización de estimaciones basadas en datos promedio o factores de emisión por defecto, que no tienen en cuenta los cambios en el sistema (temperatura, la carga del influente y las condiciones de operación), pueden conducir a una sobre o subestimación de GEI (Corominas *et al.*, 2012). Es por ello que las investigaciones se han centrado en proponer nuevas técnicas o métodos para cuantificar y comprender la emisión de  $N_2O$  en PTARs.

Dentro de su investigación, Kampschreur *et al.* (2009) demuestran que el IPCC emplea un factor de emisión reducido para estimar la emisión de  $N_2O$  en PTARs (Kampschreur *et al.*, 2009). El factor de emisión de  $N_2O$  se representa típicamente como la relación entre la masa de  $N_2O-N$  emitida y la cantidad de carga TKN en el influente (kg N/d).

Lara y Préndez (2003) realizaron la estimación de GEI en PTAR de Santiago de Chile. Utilizaron modelos de emisión propuestos por el IPCC o publicados en la literatura especializada, adecuándolos a la realidad nacional y aplicándolos a diferentes escenarios. Para la estimación de emisiones de  $N_2O$  se utilizaron los modelos de Doorn y Liles, el modelo del IPCC, un modelo adaptado de Doorn y Liles y US EPA, y un modelo propuesto para estimar las emisiones del lodo tratado y dispuesto. Conforme a los resultados obtenidos de los diferentes escenarios planteados se tiene que entre mayor cobertura de agua tratada, menor es la emisión de  $N_2O$ ; además que de acuerdo a su PCG es el  $N_2O$  quien determina las emisiones de  $CO_2e$  (Lara and Préndez, 2003).

Thomsen y Lyck (2005) emplean su propio método de cuantificación en emisiones directas e indirectas de  $N_2O$ , con datos propios de Dinamarca. El 85% de las plantas de tratamiento cuentan con un alto porcentaje de remoción de nitrógeno y fósforo, es decir que cuentan con procesos de tratamiento avanzado. Se estima que la metodología para la emisión directa tiene un 30% de incertidumbre. De acuerdo a los resultados alcanzados con la metodología propuesta en las PTAR de Dinamarca, se comprueba que las emisiones directas resultan menores o insignificantes a las emisiones indirectas. Existe una disminución de emisiones indirectas en los años estudiados, y esto debido a la mejora de tecnologías aplicadas para el tratamiento de aguas residuales en el país. La emisión indirecta es la mayor contribución de emisión de  $N_2O$ , no se espera que esta se reduzca ya que el contenido de nitrógeno en el efluente va en aumento (Thomsen and Lyck, 2005).

Una investigación realizada por las autoridades del estado de California en Estados Unidos para cuantificar GEI que se generan por el tratamiento de aguas residuales en el estado, presenta un análisis de tres metodologías existentes para estimar la emisión de  $N_2O$ . La metodología propuesta

por California para cuantificar la emisión de GEI en sus PTAR, es una metodología que consideran mejorada, que utiliza de guía la metodología propuesta por el IPCC y la metodología de US EPA, e incorporando factores de la metodología de la US EPA y factores propios de la zona (Farrell *et al.*, 2005). Tres años después (CH2M HILL, 2007) retoma el análisis anterior para realizar la cuantificación de N<sub>2</sub>O en PTAR de California y compara las metodologías del IPCC y US EPA; ajusta la metodología propia de California (CEC) para la cuantificación de emisión de N<sub>2</sub>O a partir de mejoras a la metodología de US EPA.

Foley et al. (2010) cuantifican la emisión de N<sub>2</sub>O en fase gas y fase líquida de siete plantas de tratamiento avanzado. Para ello emplea un micro sensor tipo Clark, una cámara de flujo y un cromatógrafo de gases especial para la detección de N<sub>2</sub>O. Concluye que la alta generación de N<sub>2</sub>O corresponde con altas concentraciones de nitrato, las emisiones N<sub>2</sub>O obtenidas son más altas que las estimadas con los factores de emisión propuestos por el IPCC y propone un rango de emisión mayor a los del IPCC (Foley *et al.*, 2010).

Un grupo de investigadores de Estados Unidos hacen referencia al método de Chandran (2010) al considerarlo más preciso, ya que se basa en la recolección de datos y factores de emisión propios del país (RTI International, 2010). El método propuesto por Chandran se basa en la metodología del IPCC, pero toma en consideración de TKN de entrada a la planta de tratamiento para conocer la cantidad de nitrógeno contenida en el agua residual.

Kyung et al. (2015) desarrollaron un modelo simple y completo con datos reales de medición de GEI para la calibración y comparación con otros modelos, para así estimar la emisión in situ y fuera de sitio de GEI en una planta de tratamiento híbrida; se realizó un análisis de sensibilidad para estimar la variabilidad potencial de las emisiones de GEI de la PTAR híbrida basada en la simulación de Monte-Carlo con diversos factores de operación, utilizando un software estadístico comercial. En este caso la emisión de N<sub>2</sub>O solo se estimó de manera directa al tratarse de una planta de tratamiento avanzado. Las emisiones de N<sub>2</sub>O predominaron en las zonas de aireación. Esto indica que las diferentes funciones asignadas a los procesos de la unidad pueden influir en la cantidad de emisiones de GEI y su tipo (Kyung *et al.*, 2015).

Eijo et al. (2015) cuantifican la emisión de N<sub>2</sub>O que se genera desde el alcantarillado por donde viaja el agua residual en dos ciudades en España, el sistema de alcantarillado actúa como un reactor biológico. Realizan una campaña de mediciones durante largos periodos de tiempo, diferentes temperaturas y momentos al día. La campaña de medición se realizó en verano e invierno y se utilizó un equipo electrónico y una cámara flotante para coleccionar y medir la concentración de N<sub>2</sub>O. Los resultados obtenidos mostraron que la temperatura es un factor importante en la emisión del gas, en verano se presenta una mayor emisión (Eijo-Río *et al.*, 2015).

Baresel et al. (2016) realizan una campaña de medición para obtener muestras en fase gas y fase líquida de N<sub>2</sub>O en plantas de tratamiento en Suecia, y comparar las mediciones experimentales con un modelo matemático desarrollado por ellos. Para realizar el muestreo utilizan instrumentos electrónicos. Los resultados de ambas mediciones mostraron la misma dinámica a medida que el proceso cambia según la carga y la variación de temperatura, los resultados obtenidos con el modelo que proponen siguen la misma tendencia que las mediciones experimentales (Baresel *et al.*, 2016).

Hwang et al. (2016) estimaron las emisiones en una PTAR en Seoul mediante campañas de medición in situ y utilizando datos propios de la planta a partir de un sistema de cámara de flujo portátil. La cámara de flujo fue modificada para permitir el cálculo de la diferencia de

concentración entre los flujos de entrada y salida, la velocidad de flujo y las áreas cubiertas. Los resultados arrojaron que la desnitrificación es la fuente principal de N<sub>2</sub>O, emitiendo aproximadamente el 60% del total producido. Las emisiones más altas de N<sub>2</sub>O se producen en zonas aireadas (Hwang, Bang and Zoh, 2016).

Cadwallader y VanBriesen (2017) proponen un método para cuantificar la emisión de N<sub>2</sub>O basado en el TKN de entrada a la planta y lo comparan con el método propuesto por la EPA. Obtienen un rango de factores de emisión mayores a los propuestos por la EPA. De acuerdo a sus resultados, la metodología actualmente empleada subestima la emisión de N<sub>2</sub>O (Cadwallader *et al.*, 2017).

Delre et al. (2017) calculan la emisión de N<sub>2</sub>O de cinco plantas de tratamiento avanzado en Escandinavia, mediante un enfoque de teledetección y siguiendo el penacho de emisión de un gas trazador y el gas objetivo con un equipo de medición móvil. Comparan la emisión obtenida experimentalmente con la conseguida con la metodología del IPCC. Consideran que los modelos actuales no son adecuados para informes de emisión, ya que subestiman la emisión total de la PTAR y proponen un factor de emisión más alto que los reportados en la literatura (Delre, Mønster and Scheutz, 2017).

Koutsou et al. (2018) estiman la emisión de GEI de las plantas de tratamiento en Grecia. Utilizan modelos integrales de estado estacionario. Consideran los factores de emisión propuestos por el IPCC son inciertos, además que los modelos simplificados subestiman la emisión de N<sub>2</sub>O en comparación con los modelos basados en los procesos (Koutsou, Gatidou and Stasinakis, 2018).

Samuelsson et al. (2018) realizan una campaña de medición en plantas de tratamiento en Suecia, emplean métodos de medición y técnicas analíticas. Para la campaña de medición utilizan un espectrómetro infrarrojo, y se basan en el TN de entrada y salida para conocer la emisión de N<sub>2</sub>O. Las mediciones de N<sub>2</sub>O obtenidas no presentan una tendencia clara (Samuelsson *et al.*, 2018).

En mayo de 2019, el IPCC publicó un refinamiento de las directrices de 2006, que considera nuevos parámetros como el nitrógeno total, el tipo de tratamiento empleado y el nitrógeno en el lodo. Además, sugiere nuevos valores por defecto a considerar por región o zona de estudio (IPCC, 2019).

Al existir una variedad de metodologías de cuantificación de N<sub>2</sub>O, la comparación de estudios y resultados no es directa, ya que los enfoques metodológicos no son uniformes: i) las muestras se toman en diferentes fases (líquido/gas), ii) la duración de las campañas varía de una muestra única a las estrategias de muestreo continuo, iii) los sitios seleccionados no siempre son el mismo, y iv) se utilizan diferentes metodologías para calcular los factores de emisión. Por lo tanto los resultados no son comparables ni adecuados para establecer factores generales de emisión (Eijó-Río *et al.*, 2015).

Cada una de las metodologías y estudios mencionados anteriormente se rigen por criterios propios para comprender y estimar la emisión de N<sub>2</sub>O en PTAR, emplean parámetros diferentes para conocer el nitrógeno contenido en el agua residual, ya sea valores estadísticos o datos operacionales. La gran mayoría se centra en la emisión que se produce en planta, y desconocen el comportamiento de la emisión de N<sub>2</sub>O en el medio natural donde se descarga el efluente. Por falta de información o estudios más precisos, se toma como referencia a la metodología propuesta por el IPCC en 2006, y por tanto los datos por defecto sugeridos, entre ellos el factor de emisión. Estos datos por defecto fueron obtenidos de una campaña que se realizó en 1995 en una planta de

tratamiento en Estados Unidos de América que solo recibía aguas residuales domésticas. Los estudios más recientes tratan de desestimar la metodología sugerida por el IPCC, ya que no considera los cambios en el sistema. Estos estudios se centran en obtener factores de emisión propios del país o región mediante campañas de medición en plantas de tratamiento, considerando la configuración y las variaciones operacionales de cada planta.

### 2.3 ECO-EFICIENCIA DE LAS PLANTAS DE TRATAMIENTO

La evaluación de eco-eficiencia en PTAR se emplea para conocer el impacto y el valor agregado de la correcta gestión de una planta de tratamiento. Este tipo de evaluación permite conocer que tan eficiente es la actividad económica con respecto a los bienes y servicios de la naturaleza, demuestra los beneficios tanto económicos como ambientales de una actividad o sector, y ayuda a conocer el valor del producto o servicio y la influencia ambiental (Schaltegger and Sturm, 1989; Huppel and Ishikawa, 2007; GDRC, 2019). Los principales aspectos de la eco-eficiencia son: la reducción del uso de energía, agua y materiales vírgenes, la reducción de residuos y niveles de contaminación, la vida útil del producto y la incorporación de principios del ciclo de vida (GDRC, 2019).

Las PTAR son una unidad productiva que tiene entradas y salidas del proceso, y cuya eficiencia puede evaluarse mediante puntajes de eco-eficiencia. Es relevante evaluar la eco-eficiencia de las plantas de tratamiento para mejorar el rendimiento y reducir los costes de operación (Molinos-Senante, On Sala-Garrido and Hernandez-Sancho, 2016), y a su vez mejorar la sostenibilidad de las PTAR (Gómez *et al.*, 2018).

Existen varios enfoques utilizados para evaluar la eco-eficiencia en PTAR, estos enfoques se centran en los costes económicos, la eficiencia en la eliminación de contaminantes del agua residual y los impactos ambientales (Gémar *et al.*, 2018).

Un Análisis de Ciclo de Vida (Life-Cycle Assessment, LCA) es un método robusto que se utiliza para cuantificar el impacto ambiental de un producto o servicio (basado en una unidad funcional), puede incluir variables sociales en su evaluación a través del Social-LCA, y aspectos económicos a través del Costeo de Ciclo de Vida (Life Cycle Costing, LCC) (García Besné *et al.*, 2018). El Análisis de Envoltura de Datos (Data Envelopment Analysis, DEA) es un método que ha sido usado para evaluar eco-eficiencia de las PTAR, proporciona un índice de rendimiento sintético que integra múltiples entradas y salidas (económicas y ambientales); permite integrar los impactos ambientales en la evaluación de eco-eficiencia como resultados no deseados. Existen modelos DEA no-radiales, como el modelo de distancia direccional ponderada de Russell (Weighted Russell Directional Distance Model, WRDDM). Este modelo se diferencia de los modelos DEA radiales en que permite obtener un índice de eco-eficiencia para cada componente involucrada en el análisis (entradas y salidas, tanto deseables como indeseables), además de generar un índice de eficiencia global a lo largo del tiempo, teniendo en cuenta los cambios en el rendimiento de las PTAR en un entorno intemporal (Gémar *et al.*, 2018).

En los últimos años se han desarrollado diversas investigaciones sobre el tema en PTAR, entre los que destacan las investigaciones de: Hreiz *et al.* (2015) realizan una revisión y análisis de la literatura dedicada al control y diseños óptimos del proceso de lodos activos, al ser considerado el más utilizado para el tratamiento de aguas residuales. Discuten los principales problemas que deben tratarse para obtener soluciones confiables y así buscar mejorar su rendimiento desde un

punto de vista económico y medio ambiental. Emplean la optimización dinámica para determinar operaciones y diseños óptimos (Hreiz, Latifi and Roche, 2015).

Lorenzo-Toja et al. (2015) determinan la eficiencia operativa de cada unidad de tratamiento, con el fin de obtener puntos de referencia ambientales para plantas ineficientes y calculan las ganancias ambientales relacionadas con la reducción de insumos para cada unidad, y así, verificar criterios de eco-eficiencia. Se analizan 113 PTARs ubicadas en España, combinando una evaluación de ciclo de vida (LCA) y el análisis de envoltura de datos (DEA). Se identificaron varios factores que afecta la eficiencia, como son el tamaño de la instalación, la influencia climática, la carga influyente y el uso excesivo o insuficiente de la planta (Lorenzo-Toja *et al.*, 2015).

Molinos-Senante et al. (2016) evalúan por primera vez la eficiencia de una muestra de compañías de agua y alcantarillado en Chile, utilizando un modelo DEA que tiene en cuenta la incertidumbre mediante la introducción de tolerancias estadísticas en los datos. Estos autores estiman 81 puntajes de eficiencia para cada compañía en lugar de un solo puntaje como los modelos DEA convencionales. Los resultados obtenidos permitieron identificar qué compañía tiene el rendimiento más alto en función de sus puntajes de eficiencia, y además aportan información esencial para mejorar la eficiencia y la innovación en el sector del agua (Molinos-Senante, Donoso and Sala-Garrido, 2016).

En otra aportación científica, Molinos-Senante et al. (2016) realizan un estudio donde calculan los cambios en la productividad total de 204 plantas de tratamiento españolas, por primera vez emplean el índice de productividad de Hicks-Moorsteen y consideran el cambio de productividad del factor total en las plantas de tratamiento. Este es un índice multiplicativo completo, que puede descomponerse como varios subíndices que representan cambios técnicos y de eficiencia. Este tipo de estudios brindan apoyo a los formuladores de políticas y gerentes en los procesos de toma de decisiones y contribuyen a la mejora del rendimiento técnico y económico de las PTAR (Molinos-Senante, On Sala-Garrido and Hern Andez-Sancho, 2016).

Ren y Liang (2017) proponen un método intuitivo de análisis de decisiones para la selección más sostenible de un tipo de PTAR, entre los diferentes procesos que existen. Emplearon diez criterios en las dimensiones de medio ambiente, economía, sociedad-política y tecnología para lograr la medición sostenible de los procesos de tratamiento. Consideraron cuatro tipos de procesos para el tratamiento de aguas residuales, siendo el proceso de lodos activados por reactor de secuenciación por lotes el que mejor resultados proporciono, al ser un método que puede determinar la secuencia de sostenibilidad de diferentes procesos de tratamiento (Ren and Liang, 2017).

Gómez et al. (2018) realizan un estudio pionero en la evaluación de eco-eficiencia de las PTAR, a la vez que tienen en cuenta la incertidumbre de los datos e integran las emisiones de gases de efecto invernadero como un producto no deseado (solo se considera el uso de energía). Utilizan el modelo de tolerancia DEA (Data Envelopment Analysis-tolerance) para calcular los puntajes de eco-eficiencia de 729 escenarios para treinta instalaciones en España, identificando los mejores y peores escenarios. Los resultados obtenidos mostraron la importancia de integrar la incertidumbre de los datos en las evaluaciones de eco-eficiencia, las actuaciones de las plantas cambian notablemente en función del conjunto de escenarios evaluados (Gómez *et al.*, 2018).

Gémar et al. (2018) evalúan la eco-eficiencia dinámica (son los cambios en la eco-eficiencia a lo largo del tiempo) de treinta PTAR ubicadas en España. Utilizan el modelo DEA con el modelo

ponderado de distancia direccional de Russell (WRDDM), que permite obtener un índice de cambio de eco-eficiencia para cada componente (costos, eliminación de contaminantes y emisiones de GEI). Este estudio demuestra la importancia de evaluar el cambio en la eco-eficiencia a lo largo del tiempo e identificar los impulsores asociados a estos cambios, los cuales pueden ser utilizados para la toma de decisiones centradas en la sostenibilidad de las PTAR (Gémar *et al.*, 2018).

Las evaluaciones de eco-eficiencia hasta ahora realizadas no tienen una visión completa del desempeño de las PTAR, solo toman en cuenta los costes económicos, la eficiencia de eliminación de contaminantes y la emisión de CO<sub>2</sub> producida por el consumo de electricidad, como parte de los impactos ambientales de las salidas de las PTAR (Molinos-Senante, Donoso and Sala-Garrido, 2016). Además, no estiman ni consideran la emisión de CH<sub>4</sub> que se evita al aprovechar este GEI para producir electricidad o combustibles. Tampoco consideran la emisión de N<sub>2</sub>O como una salida deseada del proceso de tratamiento por reducción de nutrientes, ni la emisión indirecta como una salida no deseada.

Resulta de suma importancia conocer la emisión de los GEI generados del mismo proceso, y cuando no resulta posible realizar el monitoreo in situ o no se cuenta con mediciones constantes de las emisiones de las PTAR, se deben usar metodologías integrales para estimar la emisión de N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub>, y así realizar una evaluación de eco-eficiencia más integrada, que contemple los costes e impactos tanto positivos como negativos del desempeño ambiental de la instalación de tratamiento. De esta manera el puntaje de eco-eficiencia que obtenga la planta de tratamiento será acorde a su desempeño, tipo de tratamiento empleado e impacto generado.

## CAPÍTULO 3. EVALUACIÓN DE LAS EMISIONES DE N<sub>2</sub>O EN LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES: UN ANÁLISIS COMPARATIVO DE LAS EMISIONES ENTRE ESTUDIOS DE CASO DE PAÍSES DESARROLLADOS Y EN DESARROLLO

---

### RESUMEN

El N<sub>2</sub>O es un GEI de preocupación ambiental. Se genera a partir del material nitroso contenido en las aguas residuales y es el sexto contribuyente más importante de las emisiones de N<sub>2</sub>O. Existe una gran variedad de métodos para cuantificar la emisión de N<sub>2</sub>O en una planta de tratamiento de aguas residuales, los cuales presentan variantes entre ellos, como valores predeterminados y datos operativos de las plantas. En este trabajo, comparamos tres métodos diferentes para cuantificar la emisión de N<sub>2</sub>O en 2015 de plantas de tratamiento en dos áreas metropolitanas con alta densidad de población: la Ciudad de México y el Área Metropolitana de Barcelona. El Área Metropolitana de Barcelona cuenta con plantas de tratamiento avanzado que eliminan nutrientes de las aguas residuales y la Ciudad de México solo cuenta con plantas de tratamiento tradicionales. La emisión/habitante de N<sub>2</sub>O de las plantas de tratamiento del área Metropolitana de Barcelona (3, 214,211 habitantes atendidos) fue 40% más baja que las plantas en la Ciudad de México (1, 806,440 habitantes atendidos). La emisión del área Metropolitana de Barcelona fue de 0.009 tCO<sub>2</sub>e/habitante y 0.013 tCO<sub>2</sub>e/habitante en la Ciudad de México. Estos valores de emisión podrían considerarse estadísticamente diferentes con un error de riesgo del 5%. Esta diferencia podría deberse a que el Área Metropolitana de Barcelona tiene remoción de nutrientes (42% de los habitantes atendidos) y la Ciudad de México solo cuenta con plantas de tratamiento tradicionales. Los resultados obtenidos pueden verse influenciados por los factores de emisión por defecto de cada metodología. Además, el consumo de proteínas per cápita y el consumo de agua por habitante son parámetros diferentes que deben considerarse entre estas zonas para cuantificar y comparar la emisión de N<sub>2</sub>O. Los métodos integrales se acercan más a la realidad de la emisión de N<sub>2</sub>O cuando se consideran los parámetros de operación de cada planta y aguas residuales. Debería investigarse más la reducción de este GEI en el tratamiento de aguas residuales para una correcta cuantificación de estas emisiones, y más especialmente en la estimación de los factores de emisión de N<sub>2</sub>O adecuados para cada planta de tratamiento y zona de estudio.

Este capítulo se basa en un artículo:

<https://doi.org/10.1007/s11270-019-4086-0>

### 3.1 INTRODUCCIÓN

El óxido nitroso ( $N_2O$ ) es uno de los tres principales gases de efecto invernadero (GEI), tiene un potencial de calentamiento global (PCG) 298 veces mayor que el  $CO_2$  (IPCC, 2013), y debido a las actividades antropogénicas, las fuentes anuales de  $N_2O$  han aumentado desde la superficie de la tierra en aproximadamente un 40-50% por encima de los niveles preindustriales (Gupta and Singh, 2012).

El  $N_2O$  representa solo el 0.02% de las emisiones másicas de los tres GEI más abundantes, pero su PCG es demasiado alto, por lo que deben evaluarse incluso las fuentes de emisión pequeñas (Cadwallader *et al.*, 2017).

Una de las mayores fuentes antropogénicas de emisiones de  $N_2O$  es el tratamiento de aguas residuales. Las aguas residuales en todo el mundo son el sexto mayor contribuyente de emisiones de  $N_2O$  (Gupta and Singh, 2012) y según la Comisión Europea, el 3% de las emisiones globales de  $N_2O$  se producen en plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) (Eijo-Río *et al.*, 2015). Algunos estudios recientes informan que las emisiones de las PTAR aportan aproximadamente entre el 0.9 y 18% del total de emisiones anuales de cada país, dependiendo del tipo de tratamiento utilizado en las aguas residuales (Lara and Préndez, 2003; Koutsou, Gatidou and Stasinakis, 2018). Se espera que las emisiones globales de  $N_2O$  de las aguas residuales aumenten aproximadamente un 13% entre 2005 y 2020 (Gupta and Singh, 2012) debido al aumento de la población y el consumo de proteínas (CH2M HILL, 2007). La huella de carbono de las PTAR puede verse afectada por las emisiones de  $N_2O$  en un grado impresionante, alrededor del 60% o incluso alrededor del 75% (Massara *et al.*, 2018).

El  $N_2O$  se genera a partir de material nitrogenado contenido en las aguas residuales en forma de urea, amoníaco y proteínas alimentarias (Farrell *et al.*, 2005; Thomsen and Lyck, 2005; Kampschreur *et al.*, 2009; Gupta and Singh, 2012). El  $N_2O$  es un producto intermedio durante la eliminación de nutrientes (nitrificación/desnitrificación) en PTAR avanzadas, donde se transforma y emite como gas nitrógeno ( $N_2$ ) (emisión directa); aunque, se asocia más a menudo con la desnitrificación (Scheehle and Doorn, 2004; Thomsen and Lyck, 2005; CH2M HILL, 2007; Kampschreur *et al.*, 2009; Hwang, Bang and Zoh, 2016) o en el ambiente natural donde se descarga el efluente, ya sea crudo o parcialmente tratado (emisión indirecta) (Farrell *et al.*, 2005; CH2M HILL, 2007).

Las emisiones de  $N_2O$  en el sector de aguas residuales se han estimado utilizando métodos empíricos (proporcionan un orden de magnitud en la producción de GEI) y métodos mecánicos (descripción dinámica en la producción de GEI) (Corominas *et al.*, 2010; Law *et al.*, 2012; Baresel *et al.*, 2016; Mannina *et al.*, 2016). Debido a la complejidad de los métodos mecánicos en la medición de emisiones de  $N_2O$  en plantas a gran escala y la falta de métodos estandarizados para el muestreo, las emisiones de  $N_2O$  para el sector de aguas residuales se estiman en la mayoría de los casos a partir de métodos sin datos medidos (métodos empíricos) (Law *et al.*, 2012). Durante los últimos cinco años, también hay muchas investigaciones que han llevado a cabo estudios que incluyen la medición de  $N_2O$  en las PTAR a través de campañas de muestreo y equipos electrónicos (Eijo-Río *et al.*, 2015; Kyung *et al.*, 2015; Baresel *et al.*, 2016; Hwang, Bang and Zoh, 2016; Delre, Mønster and Scheutz, 2017; Samuelsson *et al.*, 2018).

Las directrices del IPCC asumen que las emisiones directas de  $N_2O$  de las plantas de tratamiento de aguas residuales avanzadas son fuentes de emisión más bajas, y que las principales emisiones de  $N_2O$  provienen del nitrógeno de las aguas residuales que se produce por nitrificación y desnitrificación en estuarios y ríos (IPCC, 2006; Foley *et al.*, 2010). Las emisiones directas deben

estimarse solo para países que tienen predominantemente plantas de tratamiento de aguas residuales avanzadas con etapas de nitrificación y desnitrificación, generalmente países en desarrollo (IPCC, 2006). En países vías de desarrollo, las emisiones indirectas de N<sub>2</sub>O son más frecuentes debido al alto costo de la eliminación de nutrientes en el tratamiento de aguas residuales (Nolasco, 2010).

Los principales métodos utilizados en todo el mundo para calcular las emisiones de N<sub>2</sub>O son: la metodología del IPCC (IPCC, 2006), la metodología de la US EPA (CH2M HILL, 2007) y la metodología de Doorn y Liles (Doorn and Liles, 1999); los demás métodos encontrados en la literatura y los artículos especializados se basan en estos, realizando cambios mínimos específicos para cada región y planta analizada (Scheehle and Doorn, 2004; Farrell *et al.*, 2005; Thomsen and Lyck, 2005; CH2M HILL, 2007; Das, 2011; U.S. Environmental Protection Agency, 2016).

También hay investigaciones en las que se utilizaron modelos mecánicos para calcular la emisión de N<sub>2</sub>O en una PTAR específica. Para ello, fue necesario realizar una campaña de medición a gran escala y calcular los factores de emisión propios y los datos de operación de las plantas. El equipo utilizado y las consideraciones tomadas se describen en cada publicación científica (Foley *et al.*, 2010; RTI International, 2010; Kyung *et al.*, 2015; Hwang, Bang and Zoh, 2016; Cadwallader *et al.*, 2017; Eusebi *et al.*, 2017). Otros autores han adoptado otros enfoques para calcular la emisión de N<sub>2</sub>O en PTAR, como Lara and Préndez (2003) que cuantifican la emisión de los lodos tratados y Delre *et al.* (2017) que cuantifican la emisión midiendo las columnas de N<sub>2</sub>O a favor del viento.

Existen otros métodos basados en simulaciones y software específicos (Modelo de simulación de referencia BSM1 y BSM2; Modelo de estimación de emisiones difusas DEEM; Modelo de lodo activado ASM1), donde se comparan diferentes configuraciones de plantas y solo se consideran las emisiones directas. Estos simuladores utilizan modelos estadísticos y/o modelos dinámicos deterministas; también muestran la utilidad de los modelos basados en procesos para evaluar la emisión de GEI en PTAR (Corominas *et al.*, 2010, 2012; Snip, 2010; Rodriguez-Garcia *et al.*, 2012; Massara *et al.*, 2018). El uso de estos simuladores requiere parámetros biológicos del microorganismo presente en la planta o el uso de valores por defecto que produzcan una sobrestimación o subestimación de la emisión. Se han aplicado ampliamente para probar o verificar diferentes estrategias de control o para optimizar el diseño de la planta (Mannina *et al.*, 2016).

En este estudio, presentamos dos casos de estudio entre ciudades y comparamos la emisión de N<sub>2</sub>O obtenida con tres métodos internacionales: la metodología del IPCC, la metodología de Doorn y Liles, y la metodología de Lara y Préndez para cuantificar la emisión generada entre las plantas avanzadas del Área Metropolitana de Barcelona (AMB) y plantas tradicionales de la Ciudad de México (CDMX). Además, mostramos las ventajas y desventajas de estos métodos, y también presentamos algunas sugerencias para futuras investigaciones sobre el tema de la cuantificación de N<sub>2</sub>O.

### 3.2 MATERIALES Y MÉTODOS

Para este estudio, seleccionamos tres métodos para obtener dos valores de emisiones de N<sub>2</sub>O en PTAR, utilizando un método particular y dos métodos integrales. Los métodos seleccionados son: la metodología del IPCC, la metodología de Doorn y Liles y la metodología de Lara y Préndez. La metodología del IPCC es el principal método de referencia internacional, es el método empírico más utilizado, propone un método para cuantificar las emisiones directas de las plantas

de tratamiento y otro para calcular las emisiones indirectas de efluentes vertidos en cursos de agua, lagos o el mar (IPCC, 2006). Esta metodología se utilizará para comparar las emisiones directas e indirectas de los estudios de caso.

La metodología de Doorn y Liles (Doorn and Liles, 1999) es un método integral reconocido internacionalmente, que sirvió de referencia para la creación de otras metodologías, como la metodología del IPCC y la metodología de US EPA. Esta metodología permite ingresar datos operativos específicos de la planta de tratamiento como la DBO per cápita y la población del país con el servicio. El método propuesto por Lara y Préndez (Lara and Préndez, 2003) permite estimar las emisiones de los lodos que se tratan y disponen en una planta tratamiento, según el tipo de lodos generados y la tecnología utilizada para tratar las aguas residuales, en base al contenido de nitrógeno residual en el lodo. La metodología de Doorn-Liles y Lara-Préndez son métodos que se complementan, uno de los métodos calcula la emisión que se genera a partir de las aguas residuales y el otro método calcula la emisión de los lodos tratados y eliminados.

Se utilizó la metodología empírica del IPCC para calcular las emisiones de aguas residuales sin considerar la emisión del tratamiento de lodos; y los métodos integrados de Doorn y Liles para el cálculo de emisiones en la línea de agua, complementando la metodología de Lara y Préndez para el cálculo de las emisiones del tratamiento de lodos. Las metodologías del IPCC y Doorn-Liles nos permitieron comparar la emisión de N<sub>2</sub>O de las aguas residuales, y la metodología de Lara y Préndez nos permitió verificar la emisión del tratamiento de lodos.

Para este análisis consideramos las 25 PTAR de CDMX y las 7 PTAR del AMB, el Material Complementario (**Anexo A**) contiene el listado de PTAR analizadas en este estudio con su tipo de tratamiento y datos de operación. Ambas áreas de estudio son representativas de cada país. En el caso de CDMX en México, es la segunda entidad con la población más grande del país y solo trata el 21% de sus aguas residuales, lo que equivale a 1, 806, 440 habitantes (SEMARNAT and CONAGUA, 2014). El AMB en España es la segunda provincia más poblada de esta región con 3, 214, 211 habitantes y cuenta con un 100% de tratamiento de aguas residuales (AMB, 2016). Por lo tanto, el consumo de aguas residuales es alto en cada zona en relación al número de su población; y por esta razón, es interesante cuantificar la emisión de N<sub>2</sub>O de estos casos de estudio en contraste con su nivel de tratamiento de aguas residuales. Las PTAR de CDMX tienen un tratamiento tradicional con caudales entre 2.4 y 2390 l/s y, en el caso del AMB, solo 5 de las 7 PTAR eliminan nutrientes (tratamiento avanzado) como parte del tratamiento, sus flujos tratados están entre 10,78 y 3693 l/s. La emisión de N<sub>2</sub>O de 2015 se calculó con los datos de operación proporcionados por el sistema de Agua de la Ciudad de México (SACMEX) y el Área Técnica de Saneamiento e Inspección del AMB.

### 3.2.1 Metodología empírica del IPCC

En esta investigación se utilizó el método del IPCC para obtener la cuantificación de las emisiones directas de las PTAR del AMB, aquellas plantas donde se eliminaron nutrientes durante el tratamiento (PTAR de Begues, El Prat, Gavà, Sant Feliu y Vallvidrera) y que equivalen a 1, 360, 080 habitantes. Las emisiones indirectas se han calculado a partir de aguas residuales sin tratamiento de eliminación de nutrientes (PTAR Besòs y Montcada).

En lo que respecta a la CDMX, las emisiones indirectas se calcularon para todas las instalaciones de aguas residuales (Material Complementario), porque no tienen eliminación de nutrientes.

**Ecuación 1** proporciona una estimación de las emisiones de plantas y, **Ecuación 2** y **Ecuación 3**

proporcionan estimaciones de las emisiones de efluentes. La **Tabla 2** presenta una lista de definiciones y valores para cada una de las variables utilizadas en estas ecuaciones:

**Tabla 2. Parámetros utilizados por la metodología del IPCC para estimar las emisiones de N<sub>2</sub>O de la PTAR**

Símbolo	Parámetro
N <sub>2</sub> O <sub>PLANTS</sub>	Emisiones totales de N <sub>2</sub> O de las plantas en el año de inventario, kg N <sub>2</sub> O/año
P	Población humana
T <sub>PLANT</sub>	Grado de utilización de plantas de tratamiento de aguas residuales modernas y centralizadas, %
F <sub>IND-COM</sub>	Fracción de proteína co-descargada industrial y comercial (por defecto= 1.25. Basado en datos de Metcalf & Eddy (2003) y juicio de expertos (Metcalf & Eddy <i>et al.</i> , 2003b)
E <sub>FPLANT</sub>	Factor de emisión, 3.2 g N <sub>2</sub> O/persona/año
N <sub>2</sub> O <sub>Emissions</sub>	Emisión de N <sub>2</sub> O en el año de inventario, kg N <sub>2</sub> O/año
N <sub>EFFLUENT</sub>	Nitrógeno en el efluente descargado a ambientes acuáticos, kg N/año
E <sub>FEFFLUENT</sub>	Factor de emisión para las emisiones de N <sub>2</sub> O del vertido de aguas residuales, 0.005 kg N <sub>2</sub> O-N/kg N
Protein	Consumo anual de proteínas per cápita, kg/persona/año
F <sub>NPR</sub>	Fracción de nitrógeno en proteína, por defecto= 0.16, kg N/kg proteína
F <sub>NON-CON</sub>	Factor de proteína no consumida agregada a las aguas residuales
N <sub>SLUDGE</sub>	Nitrógeno eliminado con lodo (por defecto=cero), kg N/año
N/A	Conversión de kg N <sub>2</sub> O-N en kg N <sub>2</sub> O

$$N_{2}O_{PLANTS} = P \times T_{PLANT} \times F_{IND-COM} \times E_{FPLANT} \quad (1)$$

$$N_{2}O_{Emissions} = N_{EFFLUENT} \times E_{FEFFLUENT} \times 44/28 \quad (2)$$

$$N_{EFFLUENT} = (P \times Protein \times F_{NPR} \times F_{NON-CON} \times F_{IND-COM}) - N_{SLUDGE} \quad (3)$$

Para el cálculo de emisiones directas (N<sub>2</sub>O<sub>PLANTS</sub>) es necesario tener dos parámetros de la planta (P y T<sub>PLANT</sub>) y valores predeterminados proporcionados por el método.

Para el cálculo de las emisiones indirectas de N<sub>2</sub>O (N<sub>EFFLUENT</sub>) es necesario contar con el consumo anual de proteína per cápita obtenido de la Base de Datos Estadísticos de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, 2015), 38.32 kg/habitante/año en el caso de España y 31.39 kg/habitante/año para México; además de los valores predeterminados proporcionados por el IPCC (**Tabla 2**). Las emisiones indirectas de las 5 PTAR avanzadas se consideraron insignificantes según la reducción del 90% de nutrientes en este tipo de tratamiento. El inventario de emisiones indirectas se realizó considerando el porcentaje de aguas residuales según la cobertura de alcantarillado. El AMB tiene 100% de tratamiento de aguas residuales con una cobertura de alcantarillado del 100% (AMB, 2016), mientras que CDMX solo trató el 21% de sus aguas residuales en 2015 y tuvo una cobertura de alcantarillado del 99.8% (SEMARNAT and CONAGUA, 2014).

El número de la población está de acuerdo con el último censo de cada región (3, 239, 337 habitantes en el AMB y 8, 798, 081 habitantes en CDMX).

### 3.2.2 Metodologías integradas de Doorn-Liles y Lara-Préndez

Los métodos Doorn-Liles y Lara-Préndez se utilizaron juntos en este estudio, para obtener la emisión compuesta de aguas residuales y lodos específicamente por tipo de PTAR utilizada en el AMB y la CDMX; a partir de los valores de DBO y el contenido de nitrógeno en los lodos producidos. La **Ecuación 4** proporciona una estimación de las emisiones de aguas residuales y la **Ecuación 5** proporciona una estimación de la emisión del tratamiento de lodos. La **Tabla 3** presenta una lista de definiciones y valores para cada una de las variables de estas ecuaciones:

**Tabla 3. Parámetros utilizados por las metodologías integradas para estimar las emisiones de N<sub>2</sub>O del tratamiento de aguas y lodos**

Símbolo	Parámetro
EF	Factor de emisión, 0.051g N <sub>2</sub> O/g DBO <sub>r</sub>
P <sub>c</sub>	Población del país
BOD <sub>c</sub>	Generación de DBO per cápita del país, g BOD/persona/día
TA <sub>c</sub>	Porcentaje de DBO específico del país en el tratamiento de aguas residuales
S <sub>p</sub>	Lodos producidos por planta de tratamiento y tipo de tecnología utilizada, Ton/año
N <sub>s</sub>	Contenido de nitrógeno en el lodo producido por el tipo de tecnología
EFN	Factor de emisión directa de N <sub>2</sub> O, 0.025 kg N <sub>2</sub> O-N/kg N en lodos producidos
F <sub>conv</sub>	Factor de conversión, relaciones moleculares entre N <sub>2</sub> O y N <sub>2</sub> en condiciones estándar
N/A	Conversión a Tg/año

$$N_2O \text{ Emissions} = EF \times \sum_c (P_c \times 365 \times BOD_c \times TA_c / 100) \times 10^{-12} \quad (4)$$

$$N_2O = S_p \times N_s \times EFN \times F_{conv} \times 10^{-6} \quad (5)$$

El método de Doorn y Liles requiere la carga orgánica per cápita (BOD<sub>c</sub>) que se obtuvo del flujo de aguas residuales entrante, la DBO entrante y la población humana; la carga orgánica eliminada (TA<sub>c</sub>) se calculó con los valores de DBO de entrada y DBO de salida de cada planta, este valor se encuentra en un rango entre 0 y 1. Este dato se puede encontrar en el Material complementario (**Anexo A**).

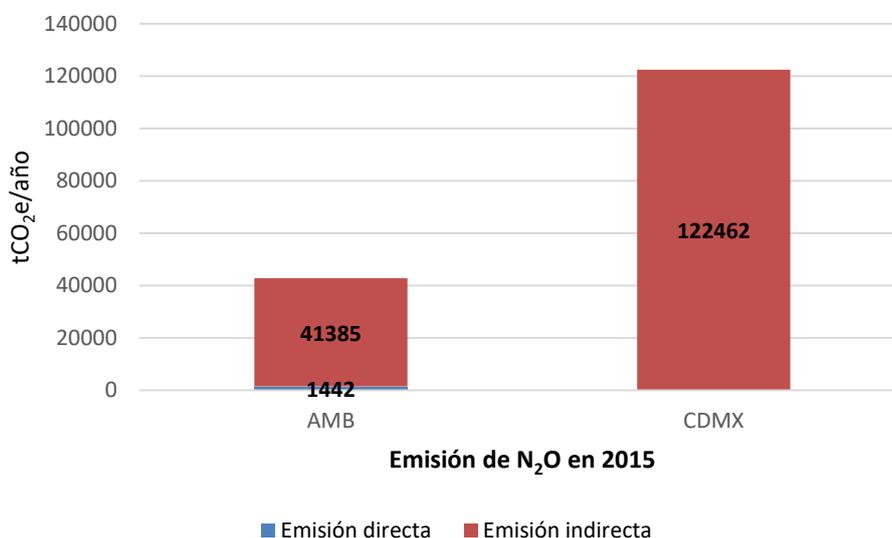
El método de Lara y Préndez requiere la cantidad de lodos producidos por planta (S<sub>p</sub>), esta información no está disponible en ninguna de las PTAR, por lo que utilizamos los valores sugeridos en el (Metcalf & Eddy *et al.*, 2014b) por tipo de planta de tratamiento. El contenido de nitrógeno en los lodos (N<sub>s</sub>) se obtuvo a partir de otros estudios sobre los lodos producidos en la PTAR de la Ciudad de México, siendo 3.7% (Limón, 2013) y en la PTAR del AMB de 3.62% (Colomer-Mendoza *et al.*, 2010). La composición típica de N en el lodo activado sin tratar esta en el rango de 2.4%-5%, con un valor típico de 3.8% (Metcalf & Eddy *et al.*, 2014b).

Además, calculamos la emisión total de N<sub>2</sub>O de la Ciudad de México utilizando las metodologías integradas de Doorn-Liles (**Ecuación 4**) y Lara-Préndez (**Ecuación 5**) para cuantificar la emisión del porcentaje de aguas residuales con tratamiento y lodos producidos (21%), lo que equivale a 1, 806, 440 habitantes, y el método del IPCC (**Ecuaciones 2 y 3**) para cuantificar el resto de las aguas residuales que van directamente del sistema de alcantarillado al medio receptor (79%).

### 3.3 RESULTADOS

#### 3.3.1 Resultados de la Metodología del IPCC

La emisión directa total de N<sub>2</sub>O en 2015 de las PTAR del AMB fue de 1, 442 tCO<sub>2</sub>e; la principal emisión provino de la planta El Prat con 1, 055 tCO<sub>2</sub>e/año, esta planta atiende al 73% de la población atendida con tratamiento de remoción de nutrientes. La población total atendida con eliminación de nutrientes fue de 1, 360, 080 habitantes, lo que equivale al 42% de la población total del AMB. Las emisiones de las plantas de tratamiento de aguas residuales centralizadas avanzadas suelen ser mucho más pequeñas que las de los efluentes y solo pueden ser de interés para los países que tienen plantas de tratamiento avanzado de aguas residuales predominantemente con fases controlados de nitrificación y desnitrificación (IPCC, 2006). La emisión indirecta de aguas residuales sin eliminación de nutrientes del AMB corresponde a 41, 385 tCO<sub>2</sub>e en 2015, esta emisión corresponde al 58% de la población total del AMB (1, 854, 131 habitantes) atendida por estas dos plantas de tratamiento. La emisión global de N<sub>2</sub>O del tratamiento de aguas residuales en el AMB (emisiones directas e indirectas) fue de 42, 826 tCO<sub>2</sub>e en 2015 (**Figura 4**). De este total, el 3% corresponden a emisiones directas y el 97% restante a emisiones indirectas. Por tanto, la emisión por habitante es de 0.013 tCO<sub>2</sub>e por año.



**Figura 4. Emisión directa e indirecta del AMB y CDMX en 2015 con la metodología del IPCC**

La emisión de N<sub>2</sub>O con la metodología IPCC de la CDMX fue de 122, 462 tCO<sub>2</sub>e (**Figura 4**), ya que no existen plantas de tratamiento avanzado que eliminen nutrientes, todas las aguas residuales producen la emisión de N<sub>2</sub>O en el medio natural donde se descargan (emisiones indirectas).

### 3.3.2 Resultados de las Metodologías integradas de Doorn-Liles y Lara-Préndez

Los valores obtenidos de la emisión de N<sub>2</sub>O del tratamiento de aguas residuales y de lodos, mediante las metodologías integradas de Doorn-Liles y Lara-Préndez fueron (**Figura 5**): la emisión total del AMB fue de 31, 488 tCO<sub>2</sub>e correspondiente a 0.009 tCO<sub>2</sub>e/habitante por año, la principal emisión provino de la planta del Besòs con 14, 762 tCO<sub>2</sub>e, y la planta El Prat con una aportación de 10,702 tCO<sub>2</sub>e (la planta del Besòs tiene el 50% de la población atendida por el AMB y la planta El Prat el 31%). La emisión de la CDMX en 2015 considerando su 21% de cobertura de tratamiento de aguas residuales fue de 11, 215 tCO<sub>2</sub>e, la principal emisión fue de la planta el Cerro de la Estrella con 7, 940 tCO<sub>2</sub>e y el 70% de la población atendida (1, 267, 200 habitantes de un total de 1, 806, 440), la planta San Juan de Aragón fue la segunda en contribución con 620 tCO<sub>2</sub>e/año y la planta el Llano con 504 tCO<sub>2</sub>e/año.

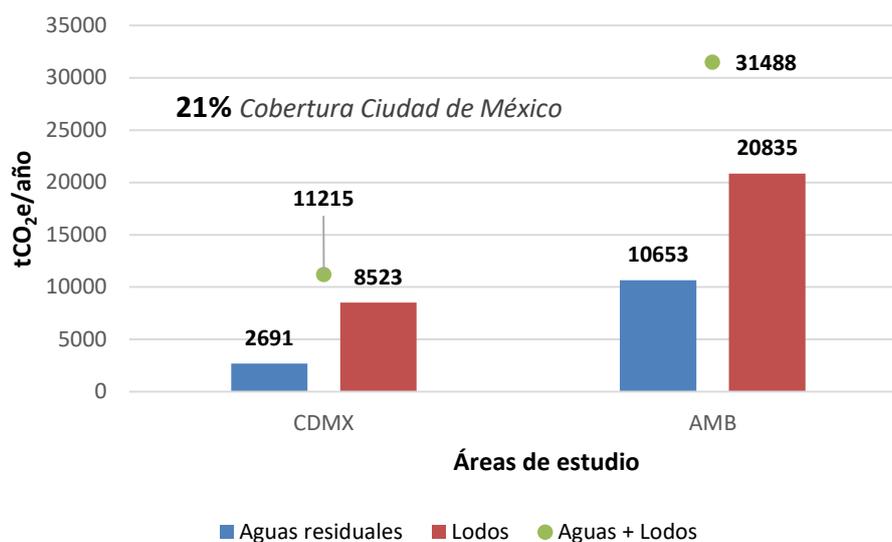


Figura 5. Emisión de CDMX y el AMB en 2015 con las metodologías integradas de Doorn-Liles y Lara-Préndez

La emisión total de la CDMX (**Figura 6**) considerando la cobertura de tratamiento de aguas residuales y el resto de aguas residuales son tratamiento fue de 108, 090 tCO<sub>2</sub>e, correspondiente a 0.013 tCO<sub>2</sub>e/habitante/año; este valor se obtuvo utilizando las metodologías de Doorn-Liles y Lara-Préndez para cuantificar la emisión del porcentaje de aguas residuales con tratamiento, y el método del IPCC para cuantificar el resto de aguas residuales que van directamente del sistema de alcantarillado al medio natural.

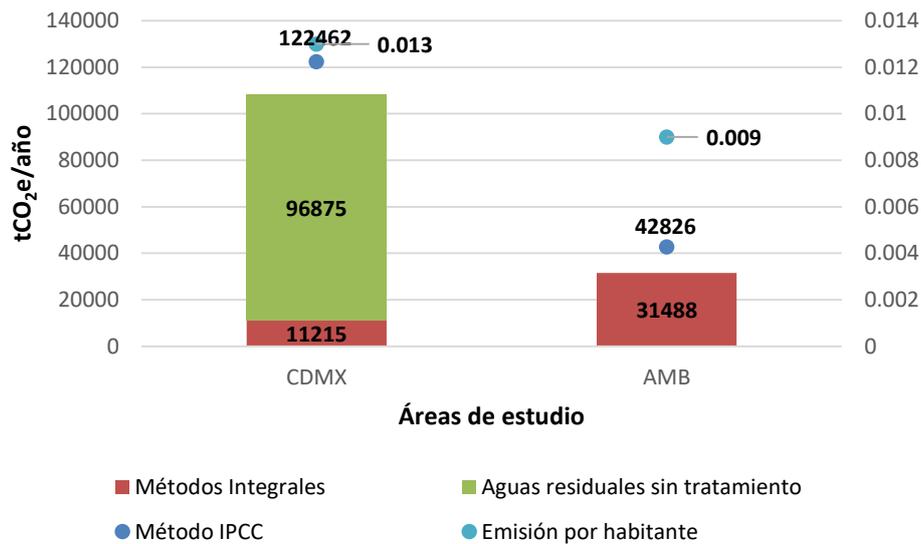


Figura 6. Comparación de metodologías. Emisión total de la CDMX y el AMB

### 3.4 DISCUSIÓN

En este trabajo, se considera insignificante la emisión indirecta de plantas de aguas residuales centralizadas avanzadas, de acuerdo con las directrices del IPCC. Los valores obtenidos con el método del IPCC pueden verse influenciados por los valores por defecto propuestos por la metodología, que se basa en datos de campo limitados e hipótesis específicas sobre la nitrificación y desnitrificación en ríos y estuarios. Estos factores y valores de emisión se determinaron durante pruebas de campo en una PTAR domésticas en el norte de los Estados Unidos (IPCC, 2006). Los datos de emisión se obtuvieron en una planta que solo recibía aguas residuales domésticas; por esta razón, no pueden tomarse como generales y aplicables a todo tipo de plantas y países (Farrell *et al.*, 2005; Thomsen and Lyck, 2005; RTI International, 2010).

El consumo anual de proteínas per cápita es otro parámetro que influye en los resultados, debido a que la dieta diaria de la población es diferente entre ambas áreas de estudio, según la Base de Datos Estadísticos de la FAO, en México existe un consumo de proteínas de 31 kg/persona/año y en España es igual a 38 kg/persona/año. España tiene una dieta rica en proteínas a base de embutidos, quesos, pescados y cereales, sin embargo, México tiene una dieta basada en carnes rojas y alimentos procesados. El AMB genera menos emisiones porque el consumo de agua per cápita es de 102.3 l/persona/día (AMB, 2016) y es menor que el consumo de la Ciudad de México, que es de 240 l/persona/día (Duncan, 2003; Noyola *et al.*, 2012), esto se debe a la diferencia en el coste del agua potable y la conciencia de la población. Estos parámetros influyen en el cálculo, considerando el consumo per cápita de proteínas como valor predeterminado para conocer el contenido de N en el volumen total de aguas residuales. Además, este método no tiene en cuenta el tipo y características del tratamiento utilizado en cada PTAR, ni la variabilidad espacial y diurna en las emisiones de N<sub>2</sub>O (diferencia de temperatura) (Thomsen and Lyck, 2005; CH2M HILL, 2007; Heffernan, Blanc and Spanjers, 2012) y asume que el consumo directo de alimentos es la única fuente significativa de nitrógeno en las aguas residuales (Scheehle and Doorn, 2004; Farrell *et al.*, 2005).

El método Doorn y Liles se utiliza para obtener la emisión del proceso de tratamiento de aguas residuales y evaluar la emisión según el tipo de proceso aplicado. Esta metodología es más

específica para cada planta de tratamiento y se ajusta a la realidad de la planta y su capacidad, ya que considera la fracción de DBO, la carga orgánica per cápita que utiliza cada planta, de acuerdo a su población y ubicación, y considera el porcentaje de agua servida a la PTAR. La carga orgánica per cápita nos permite conocer datos reales sobre el contenido de N en las aguas residuales. El consumo de agua por habitante es otro factor importante para la emisión de este GEI; la temperatura es un factor importante, la CDMX tiene una temperatura más alta (promedio anual de 25 °C) que el AMB (promedio anual de 16 °C) durante todo el año, y de acuerdo con la literatura y otras investigaciones, a mayor temperatura, mayor emisión de N<sub>2</sub>O (Eijo-Río *et al.*, 2015).

Existe una falta de precisión en los métodos utilizados actualmente, ya que de acuerdo a los valores obtenidos con el método de Lara y Préndez, existe una emisión de N<sub>2</sub>O proveniente del tratamiento de lodos. Por lo que es necesario cuantificar y evaluar esta emisión para un correcto inventario de emisiones en el tratamiento de aguas residuales, y no considerar la emisión igual a cero por defecto.

La cuantificación de la emisión de N<sub>2</sub>O con el método del IPCC presenta valores superiores a los obtenidos con las metodologías integradas de Doorn-Liles y Lara-Préndez (**Figura 6**); aun cuando el método del IPCC considera por defecto igual a “cero” el nitrógeno removido con lodos, el valor obtenido fue un 30% mayor que el valor obtenido con las metodologías integradas (considerando la emisión de tratamiento de lodos). Algunos autores consideran que las guías del IPCC sobrestiman la emisión de N<sub>2</sub>O (Corominas *et al.*, 2012; Rodriguez-Garcia *et al.*, 2012); tal es el caso de la EPA de los Estados Unidos, que estima las emisiones de N<sub>2</sub>O de la eliminación de efluentes de aguas residuales humanas utilizando la metodología predeterminada del IPCC con una modificación para explicar el nitrógeno eliminado en los lodos de depuradora (Scheehle and Doorn, 2004), y en el caso de Dinamarca que incorpora el porcentaje de carga industrial que llega al afluente (Thomsen and Lyck, 2005).

La emisión de 11, 215 tCO<sub>2</sub>e de la Ciudad de México corresponde al 21% de la cobertura de tratamiento de aguas residuales de la ciudad, siendo el aporte per cápita 0.006 tCO<sub>2</sub>e en 2015 (**Figura 5**); la emisión total fue de 108, 090 tCO<sub>2</sub>e por año, lo que equivale a 0.013 tCO<sub>2</sub>e/habitante. En contraste con la cobertura del 100% de tratamiento de aguas residuales en el AMB, la emisión de aguas residuales y el tratamiento de lodos fue de 31, 488 tCO<sub>2</sub>e correspondiente a 0.009 tCO<sub>2</sub>e/habitante (**Figura 3**). La emisión global del AMB es mayor a la esperada porque el 58% de la población atendida se concentra en las dos PTAR sin remoción de nutrientes, aun así, podemos verificar que la emisión directa del tratamiento es menor que la emisión indirecta generada en el efluente (**Figura 4**). Los resultados que obtuvimos están acorde con la literatura. Un estudio realizado en la PTAR de Chile mostró que a mayor cobertura de agua tratada, menor emisión de N<sub>2</sub>O; y demás, según su PCG, el N<sub>2</sub>O determina las emisiones de CO<sub>2</sub>e (Lara and Préndez, 2003). En otro estudio realizado en la PTAR de Dinamarca se encontró que existe una disminución de las emisiones indirectas en los años de estudio, y esto debido a la mejora de las tecnologías aplicadas para el tratamiento de aguas residuales en el país; la emisión indirecta es la mayor contribución de las emisiones de N<sub>2</sub>O, no se espera que disminuya, ya que el contenido de nitrógeno en el efluente está aumentando (Thomsen and Lyck, 2005). (Foley *et al.*, 2010) concluyó que las plantas con un alto nivel de eliminación de nitrógeno emiten menos N<sub>2</sub>O en comparación con las plantas que no nitrifican o tienen bajos niveles de eliminación de nitrógeno.

La emisión de la CDMX supera en 71% a la del AMB; incluso cuando el AMB tiene una cobertura de tratamiento de aguas residuales del 100%, la emisión del AMB es menor que la emisión de la CDMX, que solo tiene una cobertura de tratamiento del 21%.

Además, las plantas estudiadas tienen características diferentes entre sí (diferentes tipos de tratamiento de aguas residuales) y, por tanto, tienen un perfil de emisión diferente. En la **Tabla 4** se muestran los resultados de las emisiones de N<sub>2</sub>O por habitante obtenidos del estudio actual, utilizando las PTAR de ambas áreas de estudio, según el tipo de tratamiento recibido por las aguas residuales. Los valores importantes a diferenciar son: los caudales, la producción de sólidos secos y la cantidad de lodos producidos por tipo de tratamiento. La emisión de N<sub>2</sub>O se ve afectada o influenciada por las características del afluente, la población atendida con el tratamiento (carga orgánica per cápita), el consumo de proteínas per cápita, la temperatura y la incertidumbre de los modelos utilizados.

**Tabla 4. Cálculo del perfil de emisiones por tipo de tratamiento, expresado en emisión por habitante.**

Tipo de tratamiento	Emisión tCO <sub>2</sub> e /habitante/año
Lodos activados	0.0086
Primario avanzado	0.0081
Filtro biológico	0.0055
Filtración	0.0053
Humedal	0.0043

\*Resultados obtenidos del estudio actual y las PTAR analizadas

### 3.5 CONCLUSIONES

La investigación presentada permite comparar la emisión de N<sub>2</sub>O de dos áreas de estudio con diferentes niveles de desarrollo y tipo de tratamiento de aguas residuales (AMB y CDMX), utilizando tres métodos internacionales para cuantificar la emisión de este GEI en PTAR. El método del IPCC es un método general que no considera las condiciones del proceso. El resultado obtenido puede considerarse sobrestimado. El método de Doorn y Liles es más específico al considerar las condiciones de operación de la planta, y se complementa con el método de Lara y Préndez para cuantificar la emisión del tratamiento de lodos; el resultado obtenido puede considerarse más preciso al tomar datos de las PTAR. El estudio de caso del AMB es interesante para mostrar el tratamiento tradicional y avanzado. El 58% de la población atendida por el AMB se concentra en dos PTAR que no eliminan nutrientes; es necesario aplicar un tratamiento avanzado a la planta del Besòs (esta PTAR tiene la mayor población atendida por el AMB) para reducir la emisión de N<sub>2</sub>O. La CDMX necesita principalmente tratar el 100% de sus aguas residuales, ya que solo trata el 21%, y aplicar la eliminación de nutrientes en sus PTAR. La emisión del AMB en 2015 fue de 0.009 tCO<sub>2</sub>e/habitante y 0.013 tCO<sub>2</sub>e/habitante en la CDMX, una diferencia del 31% de emisión por habitante. La emisión directa fue menor e insignificante en comparación con las emisiones indirectas. Estos valores están acordes con la literatura y las directrices de 2006 del IPCC. Los resultados obtenidos pueden verse influenciados por los factores por defecto de cada metodología: factores de emisión y consumo anual de proteínas per cápita. Es importante considerar las condiciones diurnas y espaciales para calcular la emisión de este gas y evaluar la emisión de N<sub>2</sub>O del tratamiento de lodos para un correcto inventario de las

emisiones de PTAR. Las investigaciones futuras deben centrarse en analizar los factores de emisión reportados en la literatura y su relación con los datos operativos de la planta, calcular los factores de emisión de cada planta de tratamiento en estudio y proponer una metodología para calcularlos según cada tipo de planta de tratamiento y aguas residuales. Se requerirá un análisis más detallado del agua para emplear metodologías mecánicas y dinámicas. Además, se requieren métodos estandarizados para medir la reducción de emisiones de  $N_2O$  y mecanismos de desarrollo limpio.

## CAPÍTULO 4. ANÁLISIS DE MÉTODOS EMPÍRICOS PARA LA CUANTIFICACIÓN DE EMISIONES DE N<sub>2</sub>O EN PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES: COMPARACIÓN DE LOS RESULTADOS DE EMISIONES OBTENIDOS DE LA METODOLOGÍA NIVEL 1 DEL IPCC Y METODOLOGÍAS QUE INTEGRAN DATOS OPERATIVOS

---

### RESUMEN

Las aguas residuales son una fuente de emisión de N<sub>2</sub>O que se genera, tanto directamente de las plantas de tratamiento avanzado como indirectamente de la descarga de aguas residuales en el medio natural, debido a su contenido de nitrógeno restante. Hay una variedad de métodos basados en diferentes parámetros utilizados para calcular las emisiones de N<sub>2</sub>O en las plantas de tratamiento de aguas residuales. La metodología propuesta por el IPCC se utiliza como referencia internacional para los inventarios nacionales. En este trabajo, utilizamos cinco metodologías internacionales para calcular la emisión de N<sub>2</sub>O de las PTAR en dos áreas con alta densidad de población: el Área Metropolitana de Barcelona (AMB) y la Ciudad de México (CDMX). El AMB cuenta con un 100% de población atendida y cuenta con plantas de tratamiento avanzadas (cinco PTAR) y plantas de tratamiento de aguas residuales tradicionales (dos PTAR), la CDMX atendió al 14% de su población y contaba con plantas de tratamiento avanzado (seis PTAR) y plantas tradicionales (diecinueve PTAR) en 2016. Los resultados obtenidos muestran que las metodologías del IPCC y las subestiman la emisión de N<sub>2</sub>O al considerar el consumo per cápita de proteínas como un valor constante de nitrógeno y también por los factores de emisión sugeridos. Las metodologías que utilizan los datos operativos de cada planta proporcionan resultados de emisión más cercanos a los encontrados en la literatura. El valor de TN debe ser el parámetro a considerar para una correcta estimación de la emisión de N<sub>2</sub>O en las PTAR. Los factores de emisión utilizados actualmente son muy bajos, con un bajo nivel de confianza de hasta 1.3%. El rango utilizado actualmente debe incrementarse y tener un rango mínimo de 0.03 kg N<sub>2</sub>O-N/kg N. Los factores de emisión reportados en la literatura son muy variables y con niveles de incertidumbre muy altos, por lo que subestiman la emisión de N<sub>2</sub>O en PTAR. Se deben realizar más investigaciones para obtener factores de emisión más altos y confiables que los que se utilizan actualmente.

Este capítulo se basa en un artículo:

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141288>

## 4.1 INTRODUCCIÓN

El óxido nitroso ( $N_2O$ ) es un potente gas de efecto invernadero (GEI) con un potencial de calentamiento global (PCG) de 298  $tCO_2e$  y una vida útil de 114 años. Es un GEI químicamente estable y persiste en la atmósfera a lo largo del tiempo, por lo que su emisión tiene una influencia a largo plazo en el clima. Este GEI es la principal fuente de óxido nítrico (NO) y dióxido de nitrógeno ( $NO_2$ ) que agota la capa de ozono en la estratósfera (Farrell *et al.*, 2005; Das, 2011; Shekhar Thakur and Medhi, 2019), y se espera que sea la sustancia dominante que agote la capa de ozono en el siglo XXI (Law *et al.*, 2012). En 2005, la concentración de  $N_2O$  fue de 319 ppb, 18% más que su valor preindustrial; eso significa que el  $N_2O$  aumentó linealmente en aproximadamente 0.8 ppb/año (IPCC, 2013). La acumulación de  $N_2O$  atmosférico continuará mientras las fuentes antropogénicas lo produzcan más rápido de lo que los procesos atmosféricos pueden eliminarlo (Farrell *et al.*, 2005). Las estimaciones actuales indican que aproximadamente el 40% de las emisiones totales de  $N_2O$  son antropogénicas (IPCC, 2013).

Las aguas residuales se consideran una fuente antropogénica de emisiones de  $N_2O$  cuando se tratan o eliminan en ambiente acuáticos (IPCC, 2006). Las aguas residuales en todo el mundo son el quinto mayor contribuyente de emisiones de  $N_2O$  (United Nations Framework Convention on Climate Change, 2017). La Comisión Europea estima que el 13% de las emisiones globales de  $N_2O$  ocurren en las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) (Eijo-Río *et al.*, 2015). Las emisiones de  $N_2O$  pueden producirse como emisiones directas de las plantas de tratamiento de aguas residuales avanzadas durante la eliminación de nutrientes, donde se transforman y emiten como gas nitrógeno ( $N_2$ ) (Scheehle and Doorn, 2004; Kampschreur *et al.*, 2009; Hwang, Bang and Zoh, 2016; Massara *et al.*, 2017; Koutsou, Gatidou and Stasinakis, 2018; Shekhar Thakur and Medhi, 2019) o emisiones indirectas de aguas residuales sin tratar o parcialmente tratadas vertidas en el medio ambiente natural (Farrell *et al.*, 2005; IPCC, 2006; CH2M HILL, 2007).

La cuantificación de las emisiones al aire de las PTAR es un desafío difícil, ya que estas descargas son de naturaleza difusa y ocurren en varias unidades de proceso y tecnologías con diferentes formas físicas (Samuelsson *et al.*, 2018). Por ello, se han desarrollado diferentes métodos para estimar y evaluar las emisiones de  $N_2O$  en PTAR (Doorn and Liles, 1999; Lara and Préndez, 2003; Scheehle and Doorn, 2004; Farrell *et al.*, 2005; Thomsen and Lyck, 2005; Mannina *et al.*, 2016; Massara *et al.*, 2017).

Doorn y Liles (1999) propusieron un método empírico para calcular la emisión de  $N_2O$  en PTAR, que ha sido la base para la creación de otras metodologías, como la del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC) (IPCC, 2006) y la de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (US EPA) (US EPA, 2018). El método de Doorn y Liles propone obtener la emisión directa de  $N_2O$  en base a datos específicos sobre el funcionamiento de la planta, como la DBO per cápita y la población atendida (Doorn and Liles, 1999). El IPCC (IPCC, 2006) es la referencia internacional y el método empírico más utilizado para cuantificar la emisión de  $N_2O$  en las PTAR. Esta metodología calcula la emisión directa de las plantas de tratamiento avanzado y la emisión indirecta en el efluente; considera que las emisiones directas son mucho más bajas que la de los efluentes y solo pueden ser de interés para países donde predominen las plantas de tratamiento de aguas residuales avanzadas con etapas de nitrificación y desnitrificación (IPCC, 2006; Foley *et al.*, 2010). En mayo de 2019 el IPCC publicó un refinamiento de las directrices de 2006, que considera nuevos parámetros como el nitrógeno total, el tipo de tratamiento y el nitrógeno en los lodos (IPCC, 2019).

Con base en la guía propuesta por el IPCC, en los últimos años se han desarrollado y propuesto métodos más empíricos para cuantificar las emisiones de  $N_2O$  en PTAR, utilizando diferentes

parámetros operativos para conocer la emisión sin la necesidad de realizar campañas de medición de forma paralela y sin la aplicación de tecnología (CH2M HILL, 2007; RTI International, 2010; Das, 2011; Kyung *et al.*, 2015; U.S. Environmental Protection Agency, 2016). Algunas de las metodologías empíricas más relevantes que se derivan del método del IPCC y que utilizan datos operativos para cada planta son: la metodología de Snip calcula la emisión directa de N<sub>2</sub>O a partir de la cantidad de entrada de TN a la planta, considerando una visión más realista de la producción de N<sub>2</sub>O durante el tratamiento de aguas residuales (Snip, 2010); la metodología de Chandran propone un método para obtener la emisión directa de N<sub>2</sub>O a partir del TKN de entrada, considera más apropiado no utilizar un único factor de emisión estandarizado para describir las emisiones (RTI International, 2010) y la metodología de Das considera la emisión directa e indirecta de N<sub>2</sub>O en la PTAR, incluye datos sobre la población servida, la cantidad de N eliminada durante el proceso de tratamiento y, a diferencia del método del IPCC, considera la cantidad de N en el lodo producido por planta (Das, 2011).

Algunos investigadores han llevado a cabo campañas de medición para conocer la emisión de N<sub>2</sub>O en PTAR específicas (Daelman *et al.*, 2015; Eijo-Río *et al.*, 2015; Baresel *et al.*, 2016; Hwang, Bang and Zoh, 2016; Kosonen *et al.*, 2016; Delre, Mønster and Scheutz, 2017; Samuelsson *et al.*, 2018; Chen, Ni and Sin, 2019; Gruber *et al.*, 2020) y otros autores han cuantificado la emisión de N<sub>2</sub>O utilizando modelos estadísticos y/o modelos deterministas dinámicos (Corominas *et al.*, 2010, 2012; Snip, 2010; Rodríguez-García *et al.*, 2012; Santín *et al.*, 2017; Gémar *et al.*, 2018; Massara *et al.*, 2018; Hu, Tian and Chen, 2019).

Algunas regiones o países no tienen la caracterización de sus aguas residuales, por lo que es necesario conocer y comparar los métodos que existen para cuantificar la emisión de N<sub>2</sub>O en las aguas residuales. El objetivo de este trabajo es comparar la emisión de N<sub>2</sub>O obtenida con el método de referencia propuesto por el IPCC (2006) (Nivel 1) con la nueva actualización del IPCC (2019) y otras cuatro metodologías empíricas encontradas en la literatura que utilizan datos de actividad de cada PTAR. Además, la variabilidad e incertidumbre de los factores de emisión (EF) utilizados por las metodologías y los reportados en la literatura se analizan utilizando el método de Monte Carlo. Estos criterios pueden usarse en un diseño de análisis, para alcanzar un Nivel 2 y, así reducir la incertidumbre en la estimación de las emisiones de N<sub>2</sub>O en las aguas residuales.

## 4.2 MATERIALES Y MÉTODOS

Las metodologías seleccionadas para estimar la emisión de N<sub>2</sub>O en este estudio son: como metodología principal se utiliza el método por referencia propuesto por el IPCC en 2006 (IPCC, 2006) para llevar a cabo la comparación de emisiones directas e indirectas, ya que hasta ahora es el método más utilizado por los países para realizar sus inventarios nacionales de emisiones de N<sub>2</sub>O en las PTAR. También se emplean cinco metodologías más: la metodología propuesta por el IPCC en 2019 (IPCC, 2019), la metodología de Doorn y Liles (Doorn and Liles, 1999), la metodología propuesta por Snip (Snip, 2010), la metodología de Chandran (RTI International, 2010) y la metodología propuesta por Das (Das, 2011), que se basan en la metodología del IPCC (IPCC, 2006) pero, a diferencia de esta última, incorporan datos sobre la calidad del agua residual que ingresan a cada planta de tratamiento.

Las metodologías de Doorn-Liles, Snip y Chandran tienen un método único para calcular las emisiones directas, por lo que las emisiones indirectas se calcularon utilizando el método del IPCC (2006). La metodología del IPCC (2019) tiene su propio método para cuantificar la emisión

directa e indirecta de N<sub>2</sub>O, que se utilizaron para calcular la emisión de todas las plantas de tratamiento analizadas. Estos resultados se compararon con los obtenidos con el método IPCC (2006).

En este trabajo, hemos utilizado datos operativos de 2015 y 2016 de veinticinco PTAR en CDMX y siete PTAR en el AMB. Los datos operativos fueron proporcionados por el Sistema de Agua de la Ciudad de México (SACMEX) y el Área Técnica de Saneamiento e Inspección del AMB. La CDMX en México tenía una cobertura de alcantarillado del 98.5% (CONAGUA, 2016) y solo trató el 14% de sus aguas residuales en 2016, lo que equivale a 1, 235,779 habitantes de un total de 8, 985,339 habitantes (INEGI, 2015; SEMARNAT; CONAGUA, 2015). El AMB en España tiene un tratamiento de aguas residuales del 100% con una cobertura de alcantarillado del 100% de un total de 3, 214,211 habitantes (AMB, 2016). Esta comparación de emisiones entre las dos áreas de estudio es interesante por el contraste entre los niveles de tratamiento de aguas residuales. Las PTAR de CDMX aplicaron un tratamiento de aguas residuales tradicional en 2015, pero según la información brindada por SACMEX, en 2016 se aplicó la remoción de nitrógeno en 6 de sus 25 plantas. En el caso del AMB, 5 de las 7 plantas consideradas incluyen eliminación de nitrógeno.

Los datos de actividad utilizados en este estudio son los datos de entrada para cada una de las plantas analizadas del AMB y la CDMX. Los datos de actividad (datos de operación) utilizados son: población atendida, caudales, DBO<sub>5</sub>, TN y TKN. El material complementario (**Anexo A**) contiene la lista de PTAR analizadas en este estudio con su tipo de tratamiento empleado y los datos de operación.

En la **Tabla 5** se muestran las diferentes metodologías utilizadas en este estudio con sus respectivas ecuaciones y parámetros para cuantificar la emisión de N<sub>2</sub>O en PTAR. En el caso de la CDMX no fue posible aplicar la metodología de Chandran, debido a la falta de información sobre la entrada de TKN en cada planta de tratamiento. Las metodologías de Doorn y Liles y Snip solo fueron posibles de usar en 2016 para calcular la emisión directa de las seis PTAR avanzadas en esta área de estudio. En 2015, la emisión de N<sub>2</sub>O de la CDMX se produjo de forma completamente indirecta (PTARs tradicionales).

**Tabla 5. Metodologías utilizadas para estimar las emisiones de N<sub>2</sub>O de la PTAR**

Métodos	Ecuaciones	Parámetros	Información Adicional
IPCC (IPCC, 2006)	$N_2O_{PLANTS} = P \times T_{PLANT} \times F_{IND-COM} \times EF_{PLANT}$	$N_2O_{PLANTS}$ = Emisión total de N <sub>2</sub> O de las plantas en el año de inventario, kg N <sub>2</sub> O/año	
	$N_2O_{Emissions} = N_{EFFLUENT} \times EF_{EFFLUENT} \times 44/28$	P= Población humana	
	$N_{EFFLUENT} = (P \times Protein \times F_{NPR} \times F_{NON-COM} \times F_{IND-COM}) - N_{SLUDGE}$	$T_{PLANT}$ = El grado de utilización de la PTAR moderna y centralizada, %	
		$F_{IND-COM}$ = La fracción de proteína co-descargada industrial y comercial	Predeterminado= 1.25 basado en datos de (Metcalf & Eddy <i>et al.</i> , 2003a) y juicio de expertos
		$EF_{PLANT}$ = Factor de emisión, 3.2 g N <sub>2</sub> O/persona/año	

		$N_2O_{Emissions}$ = Emisiones de $N_2O$ en el año de inventario, kg $N_2O$ /año	
		$N_{EFFLUENT}$ = Nitrógeno en el fluente vertido al medio acuático, kg N/año	
		$E_{EFFLUENT}$ = Factor de emisión para la emisión de $N_2O$ de las aguas residuales descargadas, 0.005 kg $N_2O$ -N/kg N	
		Protein= Consumo anual de proteína per cápita, kg/persona/año	Disponible en la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, FAO: España= 38.32 kg/habitante/2015 y 39.42 kg/habitante/2016 México= 31.39 kg/habitante/2015 y 33.58 kg/habitante/2016
		$F_{NPR}$ = Fracción de nitrógeno en la proteína, por defecto= 0.16 kg N/kg proteína	
		$F_{NON-CON}$ = Factor para la proteína no consumida agregada a las aguas residuales	1.1 para países sin trituradores de basura 1.4 para países con trituración de basura
		$N_{SLUDGE}$ = Nitrógeno eliminado con lodos, kg N/año	Predeterminado= cero
		44/28= Conversión de kg $N_2O$ -N en kg $N_2O$	
<b>IPCC (IPCC, 2019)</b>	$N_2O_{Plants_{DOM}} = [\sum (U_i \times T_{ij} \times EF_j)] \times TN_{DOM} \times 44/28$  $N_2O_{EFFLUENT,DOM} = N_{EFFLUENT,DOM} \times E_{EFFLUENT} \times 44/28$  $TN_{DOM,j} = (P_{treatment,j} \times Protein \times F_{NPR} \times N_{HH} \times F_{NON-CON} \times F_{IND-COM})$  Protein= Protein <sub>SUPPLY</sub> X FPC  $N_{EFFLUENT,DOM} = \sum [(TN_{DOM} \times T_j) \times (1 - N_{REM,j})]$	$N_2O_{Plants_{DOM}}$ = Emisiones de $N_2O$ de plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas en inventario, kg $N_2O$ /año  $U_i$ = fracción de población en el grupo de ingresos $i$ en el año de inventario.  $T_{ij}$ = grado de utilización de la vía de tratamiento/o sistema $j$ , para cada fracción de grupo de ingresos $i$ en el año de inventario  $i$ = grupo de ingresos: rural, urbano de altos ingresos y urbano de bajos ingresos  $J$ = cada vía o Sistema de tratamiento/descarga  $EF_j$ = factor de emisión para la vía de tratamiento/descarga o el sistema $j$ , kg $N_2O$ -N/kg N  $TN_{DOM}$ = nitrógeno total en aguas residuales domésticas en el año de inventario, kg N/año	Datos predeterminados en la Tabla 6.5 (IPCC, 2019)  Datos predeterminados en la Tabla 6.5 (IPCC, 2019)

		$44/28 =$ conversión de kg $N_2O-N$ a kg $N_2O$	
		$N_{2O,EFFLUENT,DOM}$ = emisión de $N_2O$ de efluentes de aguas residuales domésticas en año de inventario, kg $N_2O/año$	
		$N_{EFFLUENT,DOM}$ = nitrógeno en el efluente vertido a ambientes acuáticos, kg N/año	
		$E_{EFFLUENT}$ = factor de emisión para la emisión de $N_2O$ de las aguas residuales vertidas a sistemas acuáticos, kg $N_2O-N/kg N$	
		$T_{N,DOM,j}$ = cantidad total anual de nitrógeno en las aguas residuales domésticas para la vía de tratamiento j, kg N/año	
		$P_{treatment,j}$ = población humana atendida por la vía de tratamiento j, persona/año	
		Protein = consumo anual de proteína, kg proteína/persona/año	Disponible en la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, FAO: España = 38.32 kg/habitante/2015 y 39.42 kg/habitante/2016 México = 31.39 kg/habitante/2015 y 33.58 kg/habitante/2016
		$F_{NPR}$ = fracción de nitrógeno en la proteína, por defecto = 0.16 kg N/kg proteína	
		$N_{HH}$ = nitrógeno adicional de los productos domésticos añadidos a las aguas residuales, por defecto = 1.1	Algunos datos de países se encuentran en la Tabla 6.10a (IPCC, 2019)
		$F_{NON-CON}$ = factor de nitrógeno en la proteína no consumida dispuesta en el Sistema de alcantarillado, kg N/kg N	Datos predeterminados en la Tabla 6.10a (IPCC, 2019)
		$F_{IND-COM}$ = factor de proteína co-descargada industrial y comercialmente en el sistema de alcantarillado, kg N/kg N	Predeterminado = 1.25 basado en datos de (Metcalf & Eddy <i>et al.</i> , 2003a) y juicio experto
		Protein <sub>SUPPLY</sub> = suministro anual de proteína per cápita, kg proteína/persona/año	
		FPC = Fracción de proteína consumida	Los valores regionales predeterminados se enuncian en la Tabla 6.10a (IPCC, 2019)

		$T_j$ = grado de utilización del sistema de tratamiento j en el año de inventario	Datos predeterminados en la Tabla 6.5 (IPCC, 2019)
		$N_{REM,j}$ = fracción del nitrógeno total de las aguas residuales eliminado durante el tratamiento de aguas por tipo de tratamiento	Datos predeterminados en la Tabla 6.10c (IPCC, 2019). Las vías para la eliminación de N incluyen la transferencia al lodo y la nitrificación-desnitrificación con pérdida de N a la atmósfera
<b>Doorn y Liles (Doorn and Liles, 1999)</b>	$N_2O_{Emissions} = \sum (P_C \times BOD_C \times F_{BOD} \times EF)$	$N_2O_{Emissions}$ = Emisiones de $N_2O$ en el año de inventario, kg $N_2O$ /año	
		$P_C$ = Población del país	
		$BOD_C$ = generación de DBO per cápita específica del país, g BOD/persona/año	Obtenido del flujo de entrada, la $DBO_5$ de entrada y la población humana atendida por la planta
		$F_{BOD}$ = fracción de DBO fácilmente degradada, (0-1)	De los valores de entrada y salida de $DBO_5$
		$EF$ = factor de emisión, 0.051 g $N_2O$ /g DBO	5.1% de $N_2O$ emitido por cada gramo de materia orgánica eliminada en la planta
<b>Snip (Snip, 2010)</b>	$N_2O_{Emission} = Q \times N_{Total} \times EF$	$N_2O_{Emission}$ = emisión de $N_2O$ en el año de inventario, kg $N_2O$ /año	
		$Q$ = caudal medio influyente, $m^3$ /día	
		$N_{Total}$ = masa del influente de N total por día, kg N/día	
		$EF$ = factor de emisión para las emisiones de $N_2O$ de las aguas residuales descargadas, 0.005 kg $N_2O$ -N/kg N	$N_2O$ es igual al 0.5% de la entrada de N
<b>Chandran (RTI International, 2010)</b>	$N_2O_{WWTP} = Q_i \times TKN_i \times EF_{N_2O} \times 44/28$	$N_2O_{WWTP}$ = emisiones de $N_2O$ generadas por el proceso de PTAR, kg $N_2O$ /año	
		$Q_i$ = caudal de aguas residuales, $m^3$ /año	
		$TKN_i$ = cantidad de TKN en el afluente, mg/L = g/ $m^3$	
		$EF_{N_2O}$ = factor de emisión de $N_2O$ , 0.005 g $N_2O$ /g TKN	$N_2O$ es igual al 0.5% de la entrada de N
		$44/28$ = conversión de peso molecular, g $N_2O$ por g N emitido como $N_2O$	
<b>Das (Das, 2011)</b>	$E_{N_2O, Direct} = W_{pop} \times EF_1 \times CF$ $E_{N_2O, Indirect} = [(P \times NP_{frac} \times F \times W_{pop}) - Nit_{WW} - Nit_{sludge}] \times EF_2 \times 44/28$	$E_{N_2O, Direct}$ = emisión directa de procesos de tratamiento de aguas residuales, kg $N_2O$ /año	
		$W_{pop}$ = número de población conectada	

	EF <sub>1</sub> = factor de emisión, 3.2 g N <sub>2</sub> O/persona/año	
	CF= factor de corrección, 1.14	
	E <sub>N<sub>2</sub>O, Indirect</sub> = emisión indirecta del efluente de aguas residuales, kg N <sub>2</sub> O/año	
	P= consumo anual de proteínas per cápita (disponible de la FAO, Food and Agriculture Organization), kg/persona/año	
	NP <sub>frac</sub> = Fracción de nitrógeno en proteína, 0.16 kg N/kg proteína	
	F= factor de proteína no consumida en aguas residuales domésticas, 1.14	
	Nit <sub>ww</sub> = cantidad de N en las aguas residuales domésticas eliminadas por procesos de tratamiento de aguas residuales, kg N/año	MXC= 3.7% (Limón, 2013) MAB= 3.62% (Colomer-Mendoza <i>et al.</i> , 2010) Valor típico de N en el lodo= 3.8%, rango 2.4-5% (Metcalf & Eddy <i>et al.</i> , 2014b)
	Nit <sub>sludge</sub> = cantidad de N en lodo que no ingresa a los ambientes acuáticos, kg N/año	La información no estaba disponible en ninguna PTAR. valores sugeridos en (Metcalf & Eddy <i>et al.</i> , 2014b)
	EF <sub>2</sub> = factor de emisión, 0.01 kg N <sub>2</sub> O-N/kg N en aguas residuales producidas	
	44/28= relación de masa molecular de N <sub>2</sub> O a N <sub>2</sub>	

Los resultados de emisión de N<sub>2</sub>O obtenidos con cada una de las metodologías aplicadas en este estudio se presentan en unidades de tCO<sub>2</sub>e, empleando la ecuación propuesta por Lexmond y Zeeman (1995) (**Tabla 6**), en base a las equivalencias de poder de calentamiento global de CO<sub>2</sub> en una proyección a 100 años (Lexmond and Zeeman Grietje, 1995; Myhre *et al.*, 2013).

**Tabla 6. Conversión a tCO<sub>2</sub>e** (Lexmond and Zeeman Grietje, 1995)

CONVERSIÓN A tCO <sub>2</sub> e	
CO <sub>2</sub> e = Emisión de GEI • PCG <sub>GEI</sub>	
<i>Donde:</i>	
CO <sub>2</sub> e =	Emisión expresada en CO <sub>2</sub> e, tCO <sub>2</sub> e
GEI =	Emisión anual del GEI a estudio, tGEI
PCG <sub>GEI</sub> =	Potencial de calentamiento Global del GEI según horizonte temporal

#### 4.2.1 Comparación y relación entre los parámetros utilizados por cada metodología

Las metodologías propuestas para llevar a cabo este estudio son comparables (**Tabla 5**) porque se basan en el cálculo de la emisión de  $N_2O$  del N contenido en las aguas residuales (variable común N), pero difieren entre sí ya que consideran diferentes parámetros para saber este valor de N, como el consumo de proteínas per cápita, el TN en la entrada de la planta, el TKN en la entrada de la planta y la  $DBO_5$  en la entrada de la planta.

La forma en que el nitrógeno llega a las aguas residuales es a través de los alimentos que consume la población. Los alimentos contienen proteínas que son las que proporcionan el nitrógeno necesario para el cuerpo, un porcentaje de este nitrógeno se elimina en forma de orina, heces y proteínas no absorbidas. Si las aguas residuales son frescas, el nitrógeno está en forma amoniacal por descomposición bacteriana. A medida que el agua se estabiliza por oxidación bacteriana en un ambiente aeróbico, se generan nitritos y posteriormente nitratos. Las formas utilizadas para conocer el contenido de N que contribuyen las proteínas no metabolizadas por el organismo al agua residual son mediante el valor de TN, TKN o  $DBO_5$ . El consumo de proteínas per cápita es otro parámetro estadístico utilizado para conocer este valor de N en las aguas residuales.

#### 4.2.2 Distribución ajustada de factores de emisión en la literatura

Para simular las estimaciones de emisiones, se utilizó el método de Monte Carlo (MC). Este enfoque permite realizar simulaciones probabilísticas cuando las entradas no se caracterizan adecuadamente para usarlas como valores estáticos representativos. En lugar de tener valores estáticos, usamos una distribución bien caracterizada y la muestreamos repetidamente, generando múltiples resultados. Cuantas más muestras tengamos, más cerca estamos de la distribución continua.

Para calcular las emisiones utilizando el método MC, desarrollamos un programa que usa Python v2.7 para muestrear la distribución de Weibull con los parámetros Weib (0.764, 1.44162), propuesta por Cadwallader et al., (2017). El código genera un millón de puntos aleatorios a partir de la distribución para simular estimaciones de emisiones, lo que nos da una precisión de 0.007 (Lerche and Mudford, 2005). Esas estimaciones de emisiones se utilizan para evaluar las metodologías propuestas por Snip (Snip, 2010), Chandran (RTI International, 2010), Doorn-Liles (Doorn and Liles, 1999) e IPCC 2019 (IPCC, 2019). También evaluamos los factores de emisión propuestos por Ahn et al., (2010), Chen et al., (2019), Daelman et al., (2015, 2013), Foley et al., (2010), Gruber et al., (2020), IPCC (2019), IPCC (2006), IPCC (1996), Kampschreur et al., (2008), Kosonen et al., (2016) y Kyung et al., (2015) para comparar con las simulaciones.

Los resultados de las evaluaciones se trazaron como una probabilidad acumulativa, donde las curvas son el resultado de las simulaciones de un millón de puntos y las líneas verticales de la evaluación de la evaluación de las estimaciones de emisiones encontradas en la literatura.

### 4.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 4.3.1 Comparación de emisión de $N_2O$ por metodología

La **Figura 7** muestra los resultados de las emisiones de  $N_2O$  expresados en  $tCO_2e$  en 2015 y 2016 de las PTAR del AMB y la **Figura 8** las emisiones de las PTAR de CDMX, aplicando las metodologías seleccionadas para este estudio. Los resultados se dividieron en: a) emisión directa, b) emisión indirecta y c) emisión total.

#### 4.3.1.1 Resultados de la metodología IPCC (2006)

Según la metodología del IPCC, la emisión de N<sub>2</sub>O del AMB en 2016 fue 1% más (579 tCO<sub>2</sub>e) que en 2015 (**Figura 7**). La diferencia en las emisiones se debe a un ligero aumento en el consumo de proteínas en 2016 (FAO, 2019). La emisión directa permanece constante porque se supone que la población atendida es la misma. Por otro lado, con respecto a la CDMX, se identificó que la emisión total entre años creció mínimamente (224 tCO<sub>2</sub>e) (**Figura 8**). En 2016, se identificaron seis plantas como parte de los sistemas que llevaron a cabo eliminación de nutrientes, lo que reflejó una reducción en las emisiones indirectas.

La única variable que presenta este método para el cálculo de la emisión directa es la población atendida. No considera ninguna entrada de N de tipo doméstica y toma valores fijos de N<sub>2</sub>O generados/emitados por persona al año. Esta podría ser la razón de su subestimación en el cálculo de las emisiones directas en las plantas avanzadas de tratamiento de aguas residuales. La emisión indirecta de las plantas avanzadas se calcula a partir de la producción total de nitrógeno de la planta y el factor de emisión de 0.005 kg N<sub>2</sub>O-N/kg N. La variable de este método es el valor de reducción del nitrógeno total en el efluente. Al considerar el valor operativo del nitrógeno contenido en las aguas residuales, esta metodología podría proporcionar una emisión más adecuada a la realidad de la emisión que ocurre en el ambiente receptor natural.

Para obtener la emisión indirecta de las plantas tradicionales, el IPCC considera que el nitrógeno separado en el lodo residual no es relevante y puede ser insignificante, pero de acuerdo con estudios realizados, se muestra que hay una emisión de N<sub>2</sub>O del lodo producido que debería ser considerado (Lara and Préndez, 2003; Ramírez-Melgarejo, Gassó-Domingo and Güereca, 2019). Esta metodología se basa en el parámetro de consumo de proteínas per cápita para conocer el contenido de N en las aguas residuales.

El consumo per cápita de proteínas, es una estimación estadística de la ingesta diaria de proteínas por habitante al año, de acuerdo al tipo de desarrollo y tipo de alimentos en cada país, que se obtiene al identificar patrones dietéticos como parte de las costumbres sociales, culturales y religiosas (Varela Moreiras José Manuel Ávila Torres Carmen Cuadrado Vives and Ruiz Moreno Olga Moreiras Tuny, 2007; FAO, 2019). Esta variable se usa por simplicidad y porque es fácil de obtener de las bases de datos de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (de sus siglas en inglés FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations). El consumo de proteínas per cápita es una variable que genera incertidumbre basada en datos estadísticos, sin la contribución de datos de entrada sobre la calidad de las aguas residuales y, por lo tanto, esta podría ser la razón para dar resultados más bajos que el resto de las metodologías. Se podría considerar un valor preciso si fuera específico para un área o región de estudio, y si hubiera una cobertura total de alcantarillado y tratamiento en cada lugar, ya que en cada región hay un consumo de proteínas diferente y también, en países pobres como México (países en vías de desarrollo), no hay una cobertura total de alcantarillado y por lo tanto no toda la proteína consumida llega al drenaje. La gran mayoría de sus variables utilizadas en la ecuación son por defecto y se basan en una campaña de medición realizada por Czepiel en 1995 (Czepiel, Crill and Harriss, 1995) en una planta de tratamiento de aguas residuales domésticas ubicada en el norte de los Estados Unidos. La metodología del IPCC solo permite conocer un grado de magnitud en la producción de N<sub>2</sub>O y estimar la emisión con un grado de error.

#### 4.3.1.2 Resultados de la metodología IPCC (2019)

De acuerdo a los resultados obtenidos con la metodología del IPCC (2019), la emisión del AMB creció un 3% (4 452 tCO<sub>2</sub>e) en comparación con la emisión de 2015 (**Figura 7**). La diferencia en las emisiones se debe a un aumento en el consumo de proteínas per cápita, un parámetro

fundamental utilizado por la metodología. Esta metodología dio un 73% (113 316 tCO<sub>2</sub>e) más emisiones en 2015 y 74% (117 451 tCO<sub>2</sub>e) más en 2016 que el método propuesto por el IPCC (2006) para en AMB. La emisión total de CDMX en 2016 disminuyó en un 6% (9 622 tCO<sub>2</sub>e) con respecto a la emisión de 2015 (**Figura 8**). La razón de esta disminución en las emisiones se debe a la reducción de nitrógeno realizada por el proceso de las seis plantas de tratamiento en esta área de estudio en 2016. Esta metodología proporcionó un aumento de 16% (27 870 tCO<sub>2</sub>e) más emisiones en 2015 y 11% (18 023 tCO<sub>2</sub>e) más en 2016 que el método IPCC (2006) para la CDMX.

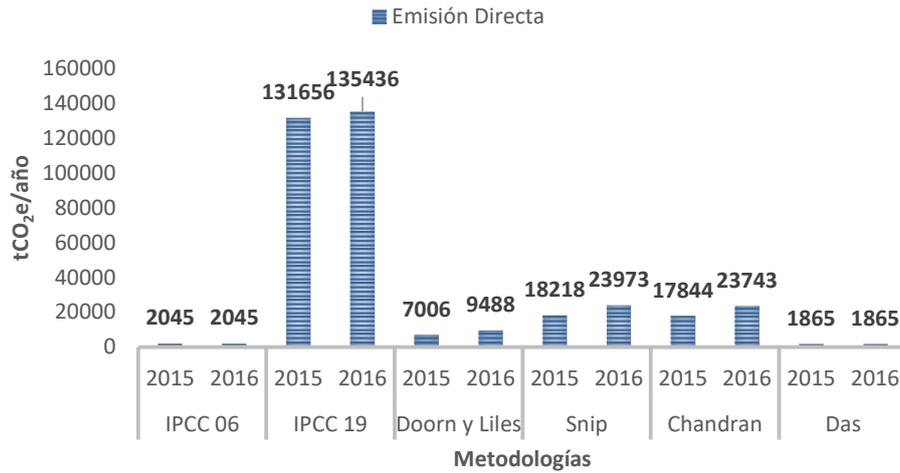
La metodología del IPCC 2019 utiliza el factor de emisión de 0.016 kg N<sub>2</sub>O-N/kg N, lo que representa que la producción de N<sub>2</sub>O es igual al 1.6% de la entrada de N. Al considerar el valor del contenido de proteína per cápita, los datos predeterminados sugeridos por región o área de estudio, y la reducción de nitrógeno por tipo de tratamiento utilizado, esta metodología podría proporcionar valores de emisión cercanos a los datos experimentales (la sección 5.3.2 contiene una discusión de esta metodología) (IPCC, 2019).

#### 4.3.1.3 Resultados de la metodología de Doorn y Liles

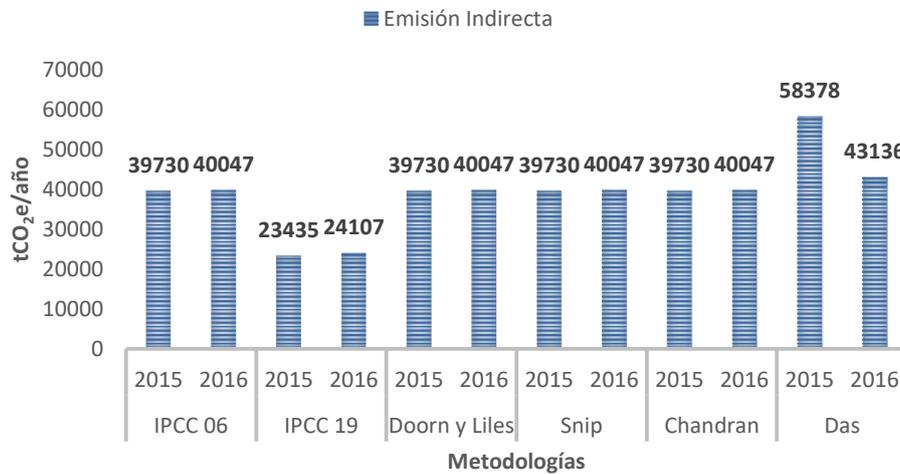
La metodología de Doorn y Liles mostró un aumento del 5% (3061 tCO<sub>2</sub>e) en las emisiones de 2015 y 2016 en el AMB (**Figura 7**). Esta diferencia en la emisión entre años se debe a un aumento en la emisión directa en 2016 porque la DBO de entrada a cada planta aumentó ese año. Esta metodología proporciona un aumento de 9% (4961 tCO<sub>2</sub>e) más emisiones en 2015 y 13% (7443 tCO<sub>2</sub>e) más en 2016 que la emisión obtenida con el IPCC (2006). En el caso de CDMX, proporcionó una emisión muy similar a la obtenida del IPCC en 2016, con un aumento mínimo de 98 tCO<sub>2</sub>e (**Figura 8**).

La metodología de Doorn y Liles utiliza un factor de emisión de 0.051 g de N<sub>2</sub>O/g DBO que representa que el N<sub>2</sub>O producido es igual al 5.1% de la DBO eliminada. Se basa en la DBO<sub>5</sub> de entrada a la planta para conocer el contenido de N en el agua. La DBO<sub>5</sub> es un método que mide la concentración de contaminantes orgánicos biodegradables en las aguas residuales, incluidos los carbohidratos, proteínas, hidrocarburos, grasas y aceites. Mediante este método, las proteínas se degradan y descomponen anaeróbicamente en amoníaco y aeróbicamente en nitrito. La DBO tiene valores de concentración más bajos que la DQO, y tiene un rango en agua residual de 120-380 mg/l (Metcalf & Eddy *et al.*, 2014a). Es el método más tradicional utilizado en la planta de tratamiento para conocer la cantidad de materia orgánica contenida en las aguas residuales, pero es un proceso delicado que requiere mucho tiempo y solo detecta la materia orgánica biodegradable o biológicamente degradado.

Con esta metodología, el cálculo de la emisión de N<sub>2</sub>O puede no considerarse correcto, ya que la DBO es un valor general del contenido de compuestos orgánicos en las aguas residuales y no solo de la proteína o nitrógeno ellas.

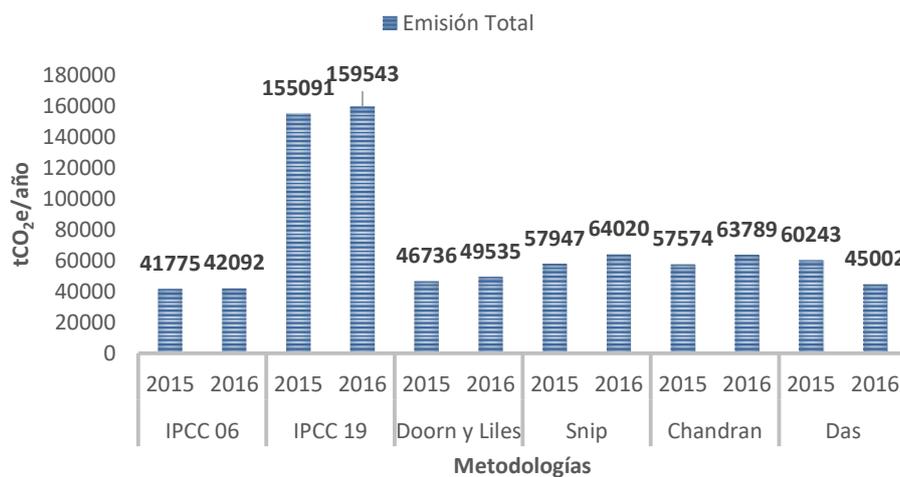


a) Emisiones directas PTARs AMB



\*Emisión indirecta calculada con el método IPCC 06

b) Emisiones indirectas PTARs AMB



c) Emisión total PTARs AMB

Figura 7. Emisión comparativa entre los métodos seleccionados, aplicada a las PTAR del AMB

#### 4.3.1.4 Resultados de la metodología de Snip

La metodología de Snip mostró que el AMB aumentó en un 9% (6334 tCO<sub>2</sub>e) la emisión de N<sub>2</sub>O de 2016 con respecto a 2015 (**Figura 7**). El aumento en las emisiones se debió a un aumento en el volumen tratado y el TN de entrada a cada planta, valor utilizado para obtener la emisión directa. Esta metodología dio 24% (16172 tCO<sub>2</sub>e) más emisiones en 2015 y 30% (21927 tCO<sub>2</sub>e) más en 2016 que el método del IPCC (2006). El resultado de emisión de CDMX dio un aumento de emisión directa del 74% (2765 tCO<sub>2</sub>e) en comparación con el IPCC en 2016 (**Figura 8**).

La metodología de Snip utiliza el factor de emisión de 0.005 kg N<sub>2</sub>O-N/kg N, lo que representa que la producción de N<sub>2</sub>O es igual al 0.5% del N de entrada. El TN se usa como variable para conocer el contenido de N en el agua. El nitrógeno total (TN), es la suma de TKN (nitrógeno orgánico y amoníaco libre) más NO<sub>3</sub>- y NO<sub>2</sub>-. Las aguas residuales domésticas generalmente contienen 20-70 mg/l de TN (Metcalf & Eddy *et al.*, 2014a). Esta medición tiene en cuenta las cuatro formas básicas del nitrógeno en las aguas residuales (nitrógeno orgánico, amoníaco, nitrito y nitrato). Es un análisis que se puede obtener en línea y en poco tiempo.

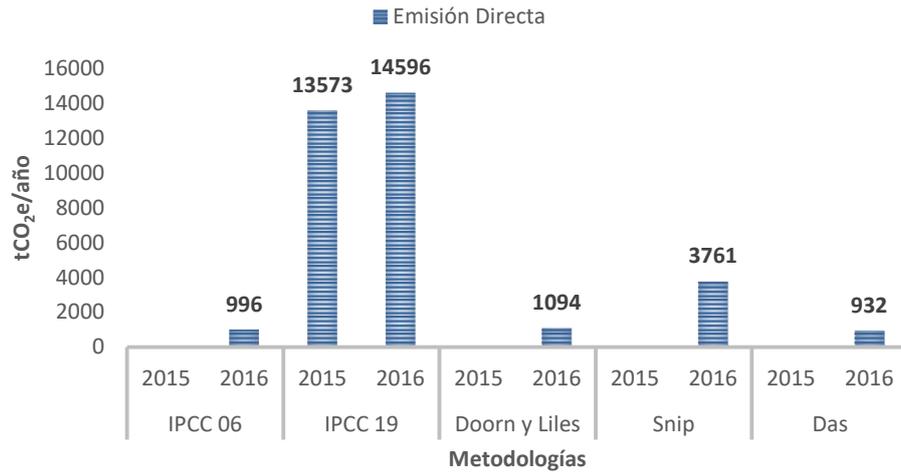
La metodología de Snip al considerar los datos operativos de cada planta podría tener un mayor éxito de aproximación de emisiones reales, al tener en cuenta el valor del N contenido en el agua residual que ingresa a la planta (Foley *et al.*, 2010; Samuelsson *et al.*, 2018).

#### 4.3.1.5 Resultados de la metodología de Chandran

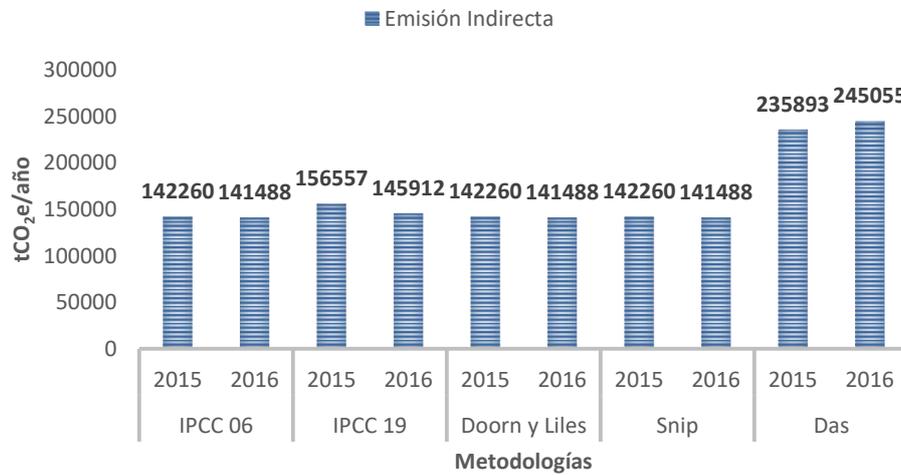
Los resultados de emisión obtenidos del AMB con la metodología de Chandran son prácticamente los mismos porcentajes de emisión y variación entre años que los obtenidos con la metodología de Snip (**Figura 7**). La emisión de 2016 está relacionada con el aumento en la emisión directa, que está influenciada por el flujo tratado y la contribución de TKN a cada planta.

La metodología de Chandran utiliza el factor de emisión de 0.005 kg N<sub>2</sub>O-N/kg N. Chandran basa su metodología en la variable de TKN para conocer el contenido de N en el agua. El nitrógeno total Kjeldahl (TKN), es la suma de nitrógeno orgánico y amoníaco libre (NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y NH<sub>3</sub>) en los desechos o aguas residuales. El rango encontrado en las aguas residuales puede ser de 12-45 mg/l de amonio (Metcalf & Eddy *et al.*, 2014a). Es un método oficial y se considera un método de referencia, pero presenta la dificultad de no ser un método en línea o automatizado y, en consecuencia, da como resultado requisitos de tiempo prolongados y altas temperaturas, en comparación con el método de TN. Sin embargo, el método de TN no es un método aprobado por la EPA, por lo que el TKN es el parámetro elegido en muchos sistemas de tratamiento de aguas residuales (RTI International, 2010).

Al igual que la metodología de Snip, la metodología de Chandran considera los datos operativos y podría presentar un resultado de emisión más acorde con los valores de emisión experimentales.

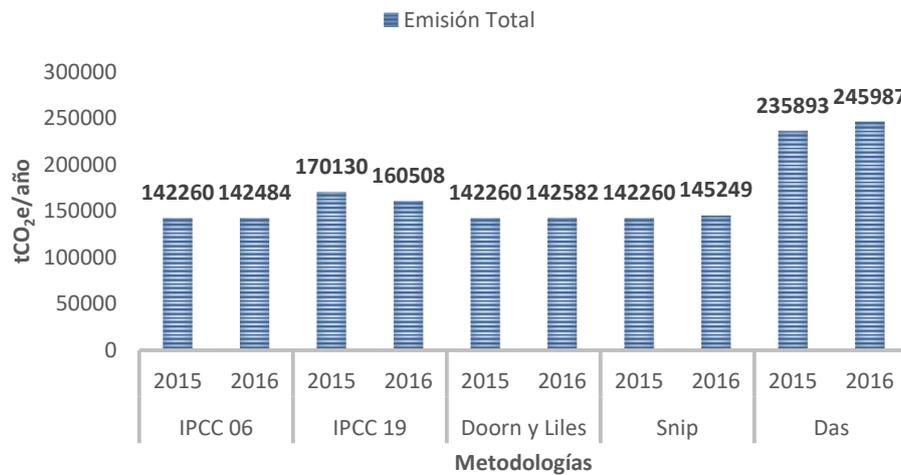


a) Emisiones directas PTARs CDMX



\*Emisión indirecta calculada con el método IPCC 06

b) Emisiones indirectas PTARs CDMX



c) Emisión total PTARs CDMX

Figura 8. Emisión comparativa entre los métodos seleccionados, aplicada a las PTAR de la CDMX

#### 4.3.1.6 Resultados de la metodología de Das

Aplicando la metodología de Das, se obtuvo que la emisión del AMB en 2016 se redujo un 25% (15241 tCO<sub>2</sub>e) con respecto a 2015 (**Figura 7**). La reducción de emisiones se debe al hecho de que en 2016 hubo un aumento en el porcentaje de N eliminado por planta en el área y también un aumento en el lodo producido. La emisión directa es la misma en ambos años, considerando la misma población atendida. Con esta metodología, se obtuvieron 16% más emisiones en 2015 que con el método del IPCC (2006) y 13% menos en 2016. La emisión de N<sub>2</sub>O de CDMX mostro un aumento mínimo de 2015 a 2016 de 4% (10094 tCO<sub>2</sub>e) (**Figura 8**). Este porcentaje de emisión en 2016 se debió a un aumento de la población en esta área y a un mayor consumo de proteínas por habitante. Con esta metodología, se obtuvieron 40% (93633 tCO<sub>2</sub>e) más emisiones en 2015 y 42% (103502 tCO<sub>2</sub>e) más en 2016 que con el método del IPCC (2006).

La metodología de Das para el cálculo de la emisión directa utiliza los mismos parámetros y variables que el IPCC. Presenta solo una modificación en la fracción de proteínas industriales y comerciales co-eliminadas con un valor predeterminado de 1.14. Podría considerarse que al no introducir ningún valor operativo del contenido de N en las aguas residuales, esta metodología presenta un grado de error.

Para obtener la emisión indirecta, utiliza un factor de emisión de 0.01 kg N<sub>2</sub>O-N/kg N. El factor de emisión utilizado por Das del 1% del contenido de N del efluente de una PTAR, es el propuesto por el IPCC en 1996. Esta metodología, al igual que la del IPCC, se basa en el consumo per cápita de proteínas. Incorpora, a diferencia del IPCC (2006), la cantidad de N eliminado durante el proceso y la cantidad de N en el lodo producido. Este método se considera más completo que el del IPCC (2006) para emisiones indirectas, pero presenta una incertidumbre basada en el valor estadístico del consumo de proteínas per cápita para conocer el contenido de N en el agua residual, y no considera la fracción industrial y comercial de proteínas co-eliminadas.

#### 4.3.2 Comparación entre las metodologías del IPCC (2006) e IPCC (2019)

La metodología propuesta por el IPCC en 2006 y la actualización de 2019 se basan en el consumo de proteínas per cápita y la cantidad de población atendida por la planta de tratamiento para conocer la cantidad de nitrógeno contenido en las aguas residuales y cuantificar así la emisión de N<sub>2</sub>O en las PTAR. Si no hay datos de actividad del área de estudio o interés, ambas metodologías consideran y proponen valores predeterminados (IPCC, 2006, 2019).

Esta nueva actualización de 2019 diferencia entre la emisión de la planta y la emisión del efluente descargado. La propuesta de 2006 se refiere a la emisión directa de plantas de tratamiento avanzado (eliminación de nutrientes) y la emisión indirecta al momento de la descarga.

A diferencia del método propuesto por el IPCC en 2006, esta nueva metodología de 2019 para cuantificar la emisión de N<sub>2</sub>O en las PTAR, considera la estimación de la emisión directa e indirecta de cualquier tipo de planta de tratamiento que recibe las aguas residuales.

Para calcular la emisión de la planta, el IPCC (2019) calcula el TN utilizando el valor estadístico del consumo de proteína per cápita y propone nuevos factores predeterminados por región (FPC), que son las proteínas consumidas como una fracción del suministro de proteínas. También propone nuevas gamas de factores de emisión de plantas (0.00016 – 0.045 kg N<sub>2</sub>O-N/kg N), de acuerdo con el tipo de sistema de tratamiento de aguas residuales utilizado en cada área: plantas de tratamiento aeróbico centralizado, reactor anaeróbico, lagunas anaeróbicas, humedales construidos, tanques sépticos y letrinas. Este nuevo EF predeterminado propuesto por el IPCC

(2019) (el  $N_2O$  producido es igual al 1.6% del N de entrada) está dentro del rango de EF reportado en la literatura (Ahn *et al.*, 2010; Daelman, Van Voorthuizen, *et al.*, 2013; Daelman *et al.*, 2015; Kosonen *et al.*, 2016; Chen, Ni and Sin, 2019; Gruber *et al.*, 2020). Este EF propuesto por el IPCC (2019) es tres veces más alto que el sugerido por el IPCC en 2006. El aumento en el factor de emisión de la planta y considerando el valor de TN como el valor de nitrógeno contenido en las aguas residuales, son la razón principal por la que los resultados obtenidos con el método del IPCC (2019) son superiores en un 90% a los obtenidos con la metodología del IPCC (2006) (IPCC, 2006).

El método IPCC (2019) estima la emisión de  $N_2O$  del efluente descargado en un ambiente acuático considerando el TN de entrada a la planta y la fracción del nitrógeno total en las aguas residuales eliminadas durante el tratamiento de aguas residuales por tipo de tratamiento. Para hacer esto, asigna un valor predeterminado, de acuerdo con el tipo de tratamiento y la fracción de nitrógeno restante que se reduce en cada tipo de tratamiento: sin tratamiento (0), tratamiento primario (0.10), tratamiento secundario (0.40), tratamiento terciario (0.80), fosa séptica (0.15), fosa séptica + campo de dispersión terrestre (0.68) y letrina (0.12) (IPCC, 2019). Esta es una diferencia importante con la metodología de 2006 (IPCC, 2006), ya que independientemente de si el tratamiento es de tipo secundario o terciario, hay una reducción mínima de nutrientes (30-40% del N de entrada) que no era previamente considerado en planta tradicional (sin eliminación de nutrientes) y que es importante tener en cuenta para una estimación correcta de la emisión de  $N_2O$  en el cuerpo receptor natural. En este cálculo de emisiones indirectas, el IPCC (2019) no propone ninguna modificación en su factor de emisión para el efluente en aguas dulces, estuarios y descargas marinas, se basa en datos de campo limitados y supuestos específicos con respecto a la ocurrencia de nitrificación y desnitrificación en ríos y estuarios.

Con las modificaciones realizadas en la metodología del IPCC (2019), la emisión directa es 82% más alta que la emisión indirecta, porque la reducción de nitrógeno se considera por tipo de tratamiento utilizado y por esta razón, el efluente descargado al contener menos nitrógeno produce menos emisión en el medio receptor natural. Otra razón por la cual la emisión de la planta es mayor que la emisión del efluente, es que el EF en el efluente no se ha modificado en esta actualización de 2019, porque se basa en datos de campo limitados sobre supuestos específicos con respecto a la ocurrencia de nitrificación y desnitrificación en ríos y estuarios (IPCC, 2006, 2019).

Al tratar las aguas residuales y, por lo tanto, reducir el contenido de nitrógeno, hay menos impacto o daño en el ambiente receptor natural donde se descarga el efluente.

### **4.3.3 Contribución de los resultados obtenidos por metodología**

De acuerdo con la emisión resultante de las metodologías del IPCC (2006), Das (2011), Doorn y Liles (1999), Snip (2010) y Chandran (2010), se puede observar que la emisión directa de  $N_2O$  en las PTAR es menor que la emisión indirecta de efluentes de aguas residuales (representa un 10% más que la emisión directa), y es probable que sea de interés solo para países con plantas de tratamiento avanzado (IPCC, 2006) y demuestre que el uso reduce las emisiones de  $N_2O$ .

A diferencia de las metodologías anteriores, la metodología IPCC (2019) muestra que las emisiones de la planta son mayores que las emisiones de efluentes (cuando se realiza una reducción de nitrógeno durante el tratamiento, el efluente contiene una carga de nitrógeno más baja y, por lo tanto, genera una emisión más baja en el entorno receptor natural), esta metodología

no diferencia entre plantas tradicionales y plantas avanzadas al calcular las emisiones directas, debido a la reducción de nitrógeno que existe en todos los tipos de PTAR que van del 5% al 85% (porcentajes de reducción de nitrógeno según el tipo de tratamiento utilizado: primario, secundario, terciario, etc.) (IPCC, 2019).

Las estimaciones de emisiones obtenidas en este estudio muestran la variación de los factores de emisión utilizados por los diferentes métodos y el rango existente de EF (la sección 5.3.4 muestra un análisis de los rangos de factores de emisión reportados en la literatura). También mostro como los diferentes datos de actividad considerados por cada uno de estos métodos provocan variaciones en los resultados. Cada una de las metodologías utilizadas en el estudio propone diferentes datos de actividad para estimar las emisiones de N<sub>2</sub>O.

La emisión de N<sub>2</sub>O está relacionada con el contenido de N en las aguas residuales y la cantidad de N eliminado. Según cada metodología, este nitrógeno se considera a partir de los datos de actividad: el consumo de proteína per cápita, la DBO<sub>5</sub> de entrada, el TN de entrada y el TKN de entrada a la planta. Los datos de actividad considerados por las diferentes metodologías tienen diferentes métodos de evaluación y obtención. Si bien uno es un valor estadístico, los otros son datos de actividad específicos para cada una de las plantas de tratamiento y la calidad del agua de entrada. Los datos de actividad (datos de operación) se encuentran en diferentes rangos de concentración en las aguas residuales y consideran diferentes tipos de contaminantes (descritos en la sección 5.3.1 de cada metodología), por lo que es importante definir un parámetro apropiado que pueda cuantificar mejor la cantidad de nitrógeno en las aguas residuales y, por lo tanto, la emisión de N<sub>2</sub>O.

Considerar el valor del consumo anual de proteínas per cápita de la base de datos estadísticos de la FAO (33.58 kg/habitante/2016 en México y 39.42 kg/habitante/2016 en España), supone que el consumo de alimentos es la única fuente significativa de nitrógeno en aguas residuales. El consumo per cápita de proteínas no debe considerarse un dato de actividad fijo o real, ya que existe una variación en el consumo diario de proteínas que se refleja en la entrada de nitrógeno a cada planta.

Los resultados obtenidos de las metodologías que consideran el consumo de proteínas como el contenido de N en las aguas residuales, subestiman la emisión (IPCC, 2006; Das, 2011). La metodología del IPCC (2006) está influenciada por los datos predeterminados que propone, y al considerar el consumo anual de proteínas per cápita como el contenido real de N en las aguas residuales. No se tiene en cuenta que hay una cantidad de N eliminada en las PTAR tradicionales, con una reducción aproximada del 30-40%. Otra causa de la subestimación de la emisión del IPCC puede deberse al hecho de que no tiene en cuenta el N separado durante el proceso o el N en el lodo producido, esto se puede observar con los resultados obtenidos de la metodología de Das, donde se consideran y calculan las reducciones de nitrógeno con los datos operativos. La metodología IPCC (2019) también se basa en el consumo per cápita de proteínas, pero incorpora nuevos parámetros y consideraciones que la diferencian de la metodología del IPCC (2006) y la metodología de Das (2011), como el valor de entrada de TN a cada planta, la fracción del nitrógeno total en las aguas residuales eliminadas durante el tratamiento de las aguas residuales por tipo de tratamiento y un EF más alto que el considerado por el IPCC en 2006.

La metodología de Das propone un método para calcular la cantidad de N eliminado durante el proceso, a partir de datos predeterminados, lo que implica una subestimación de aproximadamente el 90% del N eliminado, al cuantificarlo utilizando los datos operativos de cada planta. El método propuesto para calcular la cantidad de nitrógeno contenido en el lodo, tiene una

variación del 20% con respecto al método simplificado que utilizamos en este estudio. Con la cuantificación de N utilizando datos operativos, se observó que la mayor contribución de N eliminado, se produce durante el proceso llevado a cabo en la planta, con una eliminación de 60-90% y 10% del nitrógeno contenido en el lodo.

Cuando se aplican datos operativos (datos de actividad) para estimar la emisión de N<sub>2</sub>O en PTARs, se tienen en cuenta los cambios en el sistema (caudales y condiciones operativas). Se podría considerar que estos datos de actividad serían más aproximados con mediciones experimentales. Los datos de actividad, como el calor de TN, considera todas las formas del nitrógeno presentes en las aguas residuales y están en rangos de 20-70 mg/L, el TKN solo considera nitrógeno orgánico y amoniacal libre y presenta un rango de 12-45 mg/L, y la DBO mide todos los contaminantes orgánicos (no solo el nitrógeno), por lo que las aguas residuales se consideran en un rango de 120-380 mg/L. Este tipo de metodologías que integran datos de actividad de las PTAR, son más específicas para cada planta de tratamiento y se ajustan a la realidad de cada una.

Los resultados obtenidos con estas metodologías que incorporan datos operativos, muestran una variación de emisión entre ellos del 2% al 60%. Las emisiones obtenidas de las metodologías de Snip y Chandran dan prácticamente los mismos valores cuando se consideran el TN y TKN como datos de actividad. La metodología de Doorn y Liles presenta una variación del 60% de ambas metodologías, considerando el rango de concentración en el que se encuentra la DBO en las aguas residuales. Debe recordarse que estas metodologías solo tienen un método para calcular las emisiones directas, y las emisiones indirectas se calcularon utilizando el método del IPCC (2006), por esta razón son las mismas. Los datos de actividad más apropiados para estimar la emisión de N<sub>2</sub>O tendrían que ser los que consideren el nitrógeno en todas sus formas contenidas en las aguas residuales que ingresan a la planta de tratamiento, de esta manera el valor de N podría considerarse como si fuera una medición experimental, ya que es un dato de actividad de cada PTAR y no un valor fijo y constante.

Los factores de emisión utilizados actualmente son la razón principal de la incertidumbre en la cuantificación de la emisión de N<sub>2</sub>O en PTARs. Las metodologías empíricas se basan en los factores de emisión propuestos por el IPCC (IPCC, 1996, 2006). El IPCC (2006), considerando un valor fijo predeterminado de emisión de N<sub>2</sub>O por persona al año, puede estar cometiendo un error. Este valor fue obtenido por Czepiel, Crill y Harriss (1995), en plantas ubicadas en Durham, New Hampshire (Czepiel, Crill and Harriss, 1995). Basándonos en el consumo de proteínas per cápita, sería un error considerar estos 3.2 g de N<sub>2</sub>O/persona/año como un valor aplicable a cada sitio. Por esta razón, las emisiones obtenidas con esta metodología están muy por debajo de las mediciones experimentales y las metodologías empíricas que utilizan datos operativos de la planta (Cadwallader *et al.*, 2017; Eusebi *et al.*, 2017; Samuelsson *et al.*, 2018).

Estas afirmaciones mencionadas son consistentes con la literatura y el trabajo realizado por otros investigadores, donde abordan el problema del N<sub>2</sub>O en PTARs y concluyen que la principal razón de la subestimación de la emisión de N<sub>2</sub>O se debe a los factores de emisión propuestos por el IPCC (Kampschreur *et al.*, 2009; Foley *et al.*, 2010; Cadwallader *et al.*, 2017; Delre, Mønster and Scheutz, 2017). Dentro de su investigación (Kampschreur *et al.*, 2009), demuestran que existen variaciones de emisiones a escala experimental y a escala laboratorio, y que el IPCC emplea un factor de emisión reducido. (Foley *et al.*, 2010) cuantifican la emisión de N<sub>2</sub>O en fase líquida en plantas de tratamiento avanzado, y proponen un rango de emisión mayor que el del IPCC. (Cadwallader *et al.*, 2017) proponen un método para cuantificar la emisión de N<sub>2</sub>O basado en el TKN de entrada a la planta y lo comparan con el método propuesto por la EPA, también obtiene

un rango de factores de emisión mayor que los de la EPA y el IPCC. (Delre, Mønster and Scheutz, 2017) cuantifican la emisión de N<sub>2</sub>O a través de un enfoque de detección remota, siguiendo el penacho de emisión de una PTAR y proponen un factor de emisión más alto que los reportados en la literatura.

#### 4.3.4 Análisis de sensibilidad de los factores de emisión de N<sub>2</sub>O

Una revisión de la literatura muestra una variedad de factores de emisión de N<sub>2</sub>O que existen para las plantas de tratamiento. La **Tabla 7** muestra los datos recopilados y utilizados para la distribución de los factores de emisión. Los factores de emisión encontrados en la literatura son mayores que los propuestos por el IPCC. Esta puede ser la razón principal de la subestimación de las emisiones de N<sub>2</sub>O.

**Tabla 7. Factores de emisión encontrados en la literatura para las PTAR**

Fuente	Valores (kg N <sub>2</sub> O-N/kg N)
(IPCC, 1996)	0.01
(IPCC, 2006)	0.005
(Kampschreur <i>et al.</i> , 2008)	0.04
(Ahn <i>et al.</i> , 2010)	0.0001-0.018
(Foley <i>et al.</i> , 2010)	0.006-0.253
(Daelman, Van Voorthuizen, <i>et al.</i> , 2013; Daelman <i>et al.</i> , 2015)	0.028
(Kyung <i>et al.</i> , 2015)	0.66
(Kosonen <i>et al.</i> , 2016)	0.019
(Chen, Ni and Sin, 2019)	0.002-0.027
(IPCC, 2019)	0.016
(Gruber <i>et al.</i> , 2020)	0.01-0.024

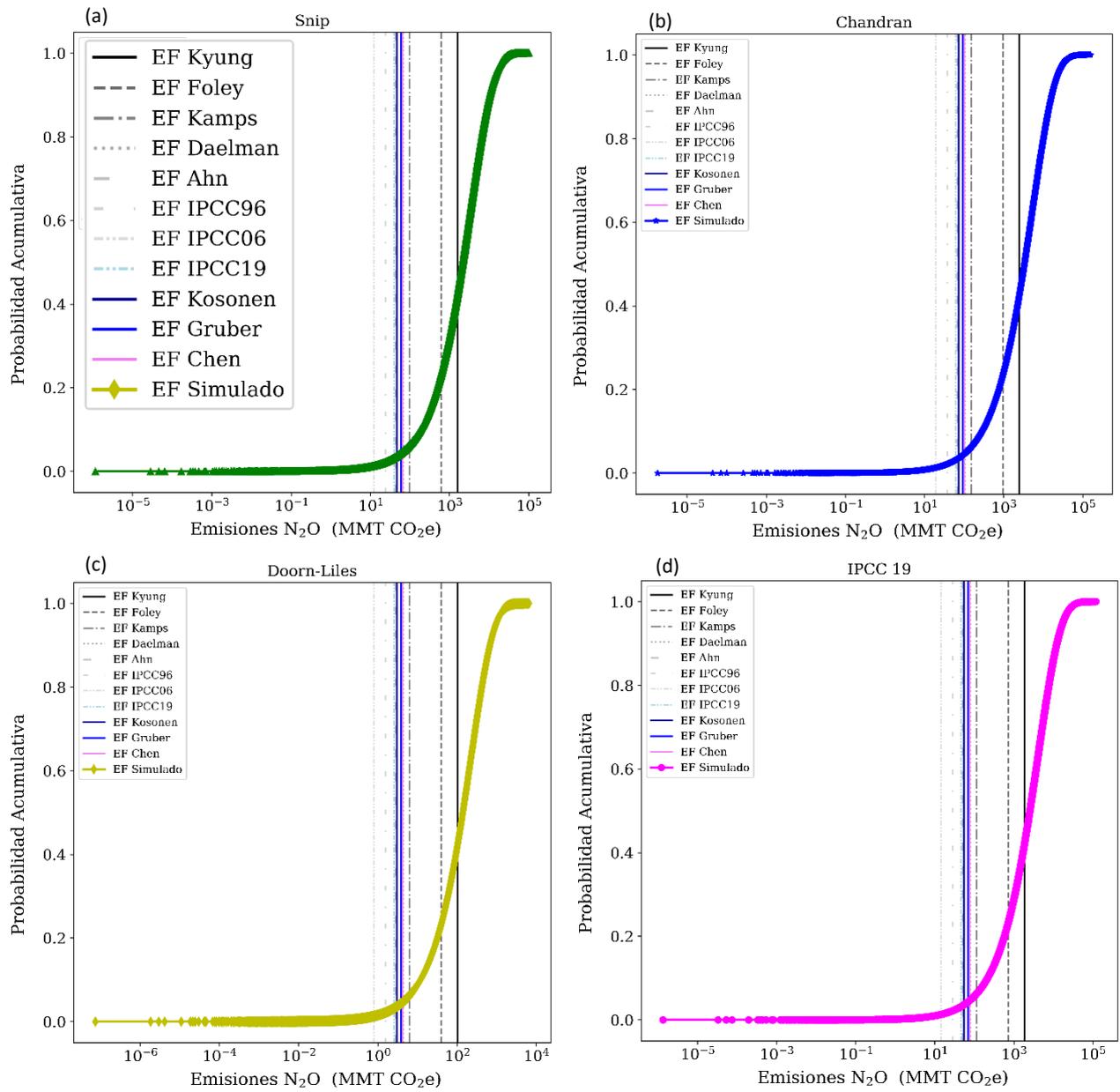
Los factores de emisión utilizados para realizar el análisis de sensibilidad están dentro del rango propuesto por (IPCC, 2006) (0.0005-0.25 kg N<sub>2</sub>O-N/kg N). El único factor de emisión fuera de este rango es el propuesto por Kyung *et al.*, (2015). Los factores de emisión utilizados en este estudio no distinguen entre plantas con eliminación de nutrientes biológicos “BNR” o “no BNR”, ya que puede ser problemático seleccionar un factor de emisión para plantas de tratamiento que operan en diferentes condiciones (Cadwallader *et al.*, 2017).

Los parámetros utilizados fueron los datos de operación de las plantas analizadas en este estudio y los factores de emisión recopilados de la literatura (**Tabla 7**). Los resultados obtenidos se compararon utilizando un enfoque de Monte Carlo, que nos permitió simular las emisiones estimadas a partir de una distribución. La distribución que usamos en el método MC fue la propuesta por Cadwallader, la cual es el resultado del ajuste de los datos experimentales disponibles (Cadwallader *et al.*, 2017). Para calcular las emisiones usando el método MC y evaluar los modelos descritos anteriormente, se generaron un millón de puntos aleatorios de la distribución. Los resultados de las simulaciones se graficaron como una probabilidad acumulativa.

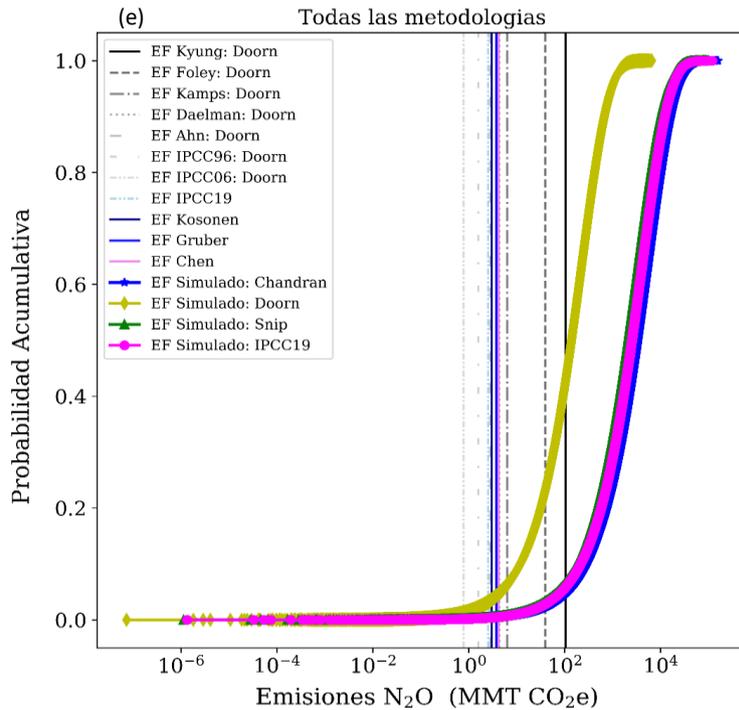
La **Figura 9** muestra un gráfico de la probabilidad acumulativa de emisiones de N<sub>2</sub>O de las plantas, utilizando las metodologías de Snip, Chandran, Doorn-Liles e IPCC (2019). Estas curvas

se obtuvieron utilizando una simulación estocástica (MC), en la cual, a partir de una distribución conocida (Weib (0.764, 1.44162)), se tomaron un millón de muestras aleatorias y se generaron múltiples resultados. Cada muestra corresponde a un factor de emisión y los resultados son las evaluaciones con las diferentes metodologías. Los resultados obtenidos muestran que el EF empleado actualmente cubre hasta el 1.3% (IPCC, 2006) de los factores de emisión simulados por Monte Carlo. Por lo tanto, los factores de emisión propuestos por el IPCC (2006) para las estimaciones de emisiones de N<sub>2</sub>O son bajos en relación con los datos disponibles actualmente en la literatura. El uso de estos factores de emisión resulta en una sub estimación de las emisiones de N<sub>2</sub>O en el tratamiento de aguas residuales. Los factores de emisión propuestos por el IPCC en 1996 y 2019 están de acuerdo con los reportados en la literatura. Los factores de emisión más pequeños y más grandes observados fueron los propuestos por IPCC (1996) y Kyung et al., (2015), que son equivalentes a 2.21% y 42.48% respectivamente, en comparación con la curva de simulación de Monte Carlo. Al diferenciar cada metodología, observamos que los resultados obtenidos con las metodologías de Snip, Chandran e IPCC (2019) son prácticamente los mismos en función del contenido de nitrógeno en las aguas residuales y tienen la misma distribución de ajuste de los factores de emisión. La metodología de Doorn y Liles presenta la misma distribución de los factores de emisión con respecto a las curvas obtenidas con las metodologías de Snip, Chandran e IPCC (2019). La metodología de Doorn-Liles subestima la emisión de N<sub>2</sub>O (**Figura 9** (e)), al considerar el contenido de DBO de la entrada a la planta. Los valores de DBO presentan valores de baja concentración en el agua residual y solo detecta material orgánico degradado biológicamente (Metcalf & Eddy *et al.*, 2014b), es un valor general y no es particular de la proteína consumida o el nitrógeno contenido en ella. Incluso tomando el EF más alto reportando en la literatura... usando la metodología de Doorn-Liles, esto solo representa alrededor del 4.72%, 5.83% y 6.56% de Chandran, IPCC (2019) y Snip respectivamente.

La grafica de probabilidad acumulativa (**Figura 9**) de las simulaciones de MC representa hasta el 23.72% y 42.48% de los factores de emisión propuestos por Foley y Kyung respectivamente, que oscila entre 0.25 a 0.66 kg N<sub>2</sub>O-N/kg N. Los factores de emisión propuestos por el IPCC (2006) están por debajo de los encontrados en la literatura.



**Figura 9. Resultados basados en la probabilidad acumulativa de emisión de  $N_2O$  del tratamiento de aguas residuales con las metodologías de IPCC (2019), Snip, Chandran y Doorn-Liles**



**Fig. 9 Resultados basados en la probabilidad acumulativa de emisión de N<sub>2</sub>O del tratamiento de aguas residuales con las metodologías de IPCC (2019), Snip, Chandran y Doorn-Liles**

#### 4.3.5 Sugerencias para futuras investigaciones en estimación de emisiones de N<sub>2</sub>O

En el estudio se realiza una simulación de Monte Carlo para cuantificar la sensibilidad del factor de emisión para las diferentes metodologías de evaluación de emisiones. Los modelos que hemos evaluado son lineales con respecto al factor de emisión, y ese es el problema clave, la alta incertidumbre asociada con EF. Los modelos utilizados son métodos simples con propagación de errores, ya que son muy rigurosos debido a la medición de las limitaciones que se propagan a la combinación de variables. Como se sabe, las emisiones asociadas con los efluentes de aguas residuales tratadas son altamente inciertas. Actualmente existe un amplio rango de variación en los factores de emisión propuestos en la literatura y la selección correcta o incorrecta de uno de estos EF influye en la estimación de la emisión de N<sub>2</sub>O en las PTAR. Utilizamos la simulación de Monte Carlo para estimar las incertidumbres en los EF según lo recomendado por el IPCC (Guía de buenas prácticas del IPCC y gestión de la incertidumbre en los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero) (Abel, Eggleston and Pullus, 2000). El enfoque de MC nos permite simular factores de emisión basados en la distribución, al hacerlo estamos teniendo en cuenta la variabilidad y la incertidumbre. Este tipo de enfoque permite realizar simulaciones probabilísticas cuando hay entradas inciertas disponibles para valores estadísticos, como factores de emisión (Kyung *et al.*, 2015; Cadwallader *et al.*, 2017). Varios autores han destacado que la cuantificación de EF puede estar influenciada por la metodología y la duración del muestreo (campana a corto, mediano o largo plazo). Es importante subrayar que se necesita más investigación para revelar la influencia de diferentes métodos de muestreo y facilitar la evaluación comparativa de los valores de EF para varios grupos de procesos (Vasilaki *et al.*, 2019). Los métodos actuales para el cálculo teórico de N<sub>2</sub>O se basan en EF fijos, lo que hace que las emisiones reales se subestimen y se consideren poco confiables, ya que no son representativas de diferentes configuraciones de proceso, condiciones operativas y ambientales (Cadwallader *et al.*, 2017).

El factor de emisión varía ampliamente debido a las diferentes estrategias de monitoreo. Se requieren campañas de monitoreo a largo plazo ( $> = 1$  año) para cuantificar adecuadamente los factores de emisión. Por lo tanto, las estimaciones de emisiones deben basarse en estudios a largo plazo. Los estudios a largo plazo se basan en campañas de monitoreo continuo de las concentraciones de especies de nitrógeno en las aguas residuales. Estas concentraciones se miden en el afluente, el efluente y varios lugares de manera contante por día, para abordar la variabilidad diurna y especial de las emisiones de  $N_2O$ . Se ha demostrado que las emisiones de  $N_2O$  exhiben un fuerte perfil estacional y diario en las campañas de monitoreo (temperatura variable), por lo tanto, es importante llevar a cabo campañas a largo plazo para cuantificar correctamente las emisiones. Las actuales campañas de monitoreo a largo plazo indican que el factor de emisión debe ser de alrededor del 1-3% del contenido de nitrógeno (Ahn *et al.*, 2010; Daelman, Van Voorthuizen, *et al.*, 2013; Daelman *et al.*, 2015; Kosonen *et al.*, 2016; Chen, Ni and Sin, 2019; Gruber *et al.*, 2020). No se recomienda utilizar los factores de emisión más altos utilizados en este estudio (Foley *et al.*, 2010; Kyung *et al.*, 2015) en el futuro, ya que derivan de campañas de monitoreo a corto plazo (cinco meses – un año, monitoreo discontinuo), y corresponden a un tipo específico de tratamiento (planta de tratamiento híbrido), estas podrían ser las razones por las que superan hasta el 80% de los EF obtenidos en campañas a largo plazo. Las campañas a corto plazo producen estimaciones de EF poco confiables independientemente del enfoque de monitoreo, de ahí la importancia de realizar un monitoreo a largo plazo (Daelman, De Baets, *et al.*, 2013).

Para futuros estudios e implementaciones, el parámetro que debe considerarse y usarse para conocer el contenido de N en las aguas residuales y así cuantificar la emisión de  $N_2O$ , es el valor total de nitrógeno a la entrada de la planta. El TN contempla todas las formas de nitrógeno presentes en las aguas residuales (mencionadas anteriormente) debido a las proteínas eliminadas que no fueron metabolizadas por el cuerpo humano, y también contempla las proteínas industriales y comerciales (nitrógeno) descargadas. Por esta razón es que el nitrógeno total debe ser el parámetro a utilizar principalmente para conocer el nitrógeno contenido en las aguas residuales, este valor cuantifica la emisión de óxido nitroso cuando no se pueden realizar mediciones experimentales, teniendo en cuenta los datos operativos de cada instalación de procesamiento.

Según el gráfico de probabilidad acumulativa (**Figura 9**), los factores de emisión utilizados actualmente tienen una distribución de ajuste baja con respecto a los encontrados en la literatura. El rango propuesto por el IPCC tiene un bajo nivel de confianza, por lo que no debe tenerse en cuenta al hacer un inventario de las emisiones de  $N_2O$  en las PTAR, ya que se incurrirá en una subestimación de las emisiones. El comportamiento de los modelos analizados muestra un alto nivel de incertidumbre del 58%. El intervalo mínimo sugerido debe aumentarse de 0.0005 a 0.03  $kg N_2O-N/kg N$ , deben buscarse factores de emisión con niveles más altos de confianza. Los factores predeterminados del IPCC para la emisión de  $N_2O$  de plantas y efluentes son inciertos, ya que se basan en una sola prueba de campo (IPCC, 2006).

#### 4.4 CONCLUSIONES

El presente estudio compara a emisión de  $N_2O$  utilizando cinco métodos internacionales para cuantificar la emisión de PTAR en dos áreas metropolitanas: el AMB y la CDMX, se analizan los parámetros utilizados en cada una de las metodologías. Según esta comparación de la emisión de  $N_2O$  entre métodos (Nivel 1): las metodologías que consideran el consumo per cápita de proteínas como un valor fijo, subestiman la cantidad de nitrógeno contenido en las aguas residuales. Las

metodologías que utilizan datos operativos de la planta de tratamiento proporcionan resultados de emisión más cercanos a los datos experimentales. Se recomienda utilizar los valores de TN al ingresar a la planta para conocer la cantidad variable de N en el sistema y así calcular la emisión de  $N_2O$ , sino existe la posibilidad de realizar una campaña de medición en el sitio. Los factores de emisión utilizados actualmente (IPCC, 2006) están por debajo de los reportados en la literatura, tienen un bajo nivel de confianza (hasta 1.3%). Con este nivel de incertidumbre se incurre en una subestimación de la emisión. El rango del factor de emisión sugerido por el IPCC debe actualizarse. Además, se requiere más investigación para obtener factores de emisión más confiables. El análisis de sensibilidad mostro que los factores de emisión son muy variables y de acuerdo con esto, se obtuvo un nivel muy bajo de confianza, equivalente a hasta 42.48% con cada metodología. Estos criterios pueden considerarse en un diseño de análisis, para obtener un Nivel 2 y reducir la incertidumbre en la estimación de la emisión de  $N_2O$ . El factor de emisión en el efluente es incierto, la investigación futura debería centrarse en realizar estudios de lo que sucede en el cuerpo receptor natural donde se descarga el efluente (crudo o parcialmente tratada), realizar campañas de muestreo y usar equipos de medición adecuados para comprender mejor lo que está sucediendo y como se emite el  $N_2O$  indirectamente, y proponer un método para cuantificar la emisión indirecta de  $N_2O$  en las PTAR.

## CAPÍTULO 5. EVALUACIÓN DE ECO-EFICIENCIA EN PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES CONSIDERANDO EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO MEDIANTE EL MODELO DE ANÁLISIS ENVOLVENTE DE DATOS CON TOLERANCIA

---

### RESUMEN

La evaluación de eco-eficiencia en plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) se utiliza para conocer y mejorar la eficiencia ambiental y económica de estos procesos, sistemas, productos y servicios. Las evaluaciones de eco-eficiencia en PTAR contemplan: los insumos a minimizar, los resultados deseables a maximizar y los resultados no deseados a minimizar. El análisis envolvente de datos (DEA) es un método ampliamente usado para evaluar la eco-eficiencia de las PTAR, integrando varios enfoques en un solo índice, los modelos DEA tradicionales no tiene en cuenta la incertidumbre en los datos. Este estudio evalúa la eco-eficiencia de una muestra de PTAR Catalanas, considerando la incertidumbre de los datos (modelo de tolerancia DEA), y es por primera vez, que junto al CO<sub>2</sub>, otros gases de efecto invernadero (GEI) como el CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O son considerados, como parte de las salidas del proceso. Las emisiones de GEI se cuantificaron a partir de métodos reportados en la literatura. Se estimaron 729 puntajes de eco-eficiencia para cada PTAR en lugar de una única puntuación como los modelos DEA convencionales, analizando escenarios optimistas y pesimistas. Las PTAR se clasificaron de acuerdo a los puntajes de eco-eficiencia estimados, contabilizando la incertidumbre en cada uno de los escenarios, y demostrando los cambios en el rendimiento de las PTAR en los diferentes escenarios. Solo dos PTAR fueron eco-eficientes en todos los escenarios evaluados. Este enfoque proporciona información esencial para mejorar la eficiencia y la innovación en el sector de aguas residuales.

Este capítulo se basa en un artículo:

Clean Technologies and Environmental Policy, bajo revisión

## 5.1 INTRODUCCIÓN

El concepto de eco-eficiencia se remonta a la década de 1970 como el concepto de “eficiencia ambiental” (Huppés and Ishikawa, 2007). El término de eco-eficiencia fue introducido a finales de la década de 1980 y apareció en la literatura académica por primera vez en 1989 (Georgopoulou *et al.*, 2014). Fue definido como la relación entre la cantidad de impacto ambiental y el valor agregado (Schaltegger and Sturm, 1989). Otros definen la eco-eficiencia como un elemento clave para promover cambios fundamentales en la forma en que las sociedades producen y consumen recursos y, por lo tanto, para medir el progreso en el crecimiento verde (Huppés and Ishikawa, 2007). El concepto de eco-eficiencia ha sido adoptado para usar y demostrar como una herramienta práctica, para mejorar los beneficios tanto económicos como ambientales de una actividad o sector (Huppés and Ishikawa, 2007). La eco-eficiencia difiere de la sostenibilidad en que la eco-eficiencia no mide aspectos sociales (GDRC, 2019).

Durante los últimos años, la evaluación de eco-eficiencia se ha popularizado como filosofía de gestión, para equilibrar el desempeño ambiental y económico en diferentes sectores (GDRC, 2019), incluida la industria del agua y saneamiento (Molinos-Senante, Donoso and Sala-Garrido, 2016; Caiado *et al.*, 2017; Gómez *et al.*, 2018). Una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) es una instalación en la que se utiliza una combinación de varios procesos para tratar las aguas residuales domésticas e industriales, y eliminar los contaminantes (Hreiz, Latifi and Roche, 2015). Las plantas de tratamiento son una unidad productiva que utiliza recursos (energía y materiales) para eliminar contaminantes de las aguas residuales y descargar el efluente al medio ambiente (Ren and Liang, 2017). Es por ello, que resulta imprescindible, cuantificar la eco-eficiencia de las PTAR para determinar el éxito, identificar y rastrear tendencias, priorizar acciones e identificar áreas de mejora, es esencial para mejorar el rendimiento y reducir los costos operativos (Molinos-Senante, On Sala-Garrido and Hern Andez-Sancho, 2016). La evaluación de eco-eficiencia es una herramienta útil para mejorar la sostenibilidad de las PTAR. Sin embargo, resulta una tarea compleja que requiere de la integración de diversos indicadores de rendimiento en un solo índice (Gómez *et al.*, 2018).

Los trabajos realizados anteriormente se concentraron en buscar el control y diseño de los procesos de tratamiento de aguas residuales, en ellos se discuten e identifican los principales problemas que afectan a la eco-eficiencia (Hreiz, Latifi and Roche, 2015; Lorenzo-Toja *et al.*, 2015), se tienen en cuenta la tolerancias de los datos y se obtienen mejoras en el rendimiento económico y medio ambiental de las plantas de tratamiento (Molinos-Senante, Donoso and Sala-Garrido, 2016; Molinos-Senante, On Sala-Garrido and Hern Andez-Sancho, 2016; Gémar *et al.*, 2018; Gómez *et al.*, 2018). Estas investigaciones determinan la sostenibilidad de los diferentes procesos de tratamiento (Ren and Liang, 2017), además, clasifican las PTAR mediante puntajes, considerando los costes, eliminación de contaminantes y las emisiones de CO<sub>2</sub> producidas por el uso de energía en cada instalación (Molinos-Senante, Donoso and Sala-Garrido, 2016; Gémar *et al.*, 2018; Gómez *et al.*, 2018). Una evaluación de eco-eficiencia en PTAR debe incluir las emisiones de GEI como salidas propias del proceso, no solo la emisión de CO<sub>2</sub> por consumo eléctrico, sino también las emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O generadas durante y después del tratamiento, de esta manera, los puntajes de eco-eficiencia de las PTAR considerarían las entradas y salidas del proceso, y su clasificación sería acorde a su desempeño e impacto ambiental.

Otro autores han empleado el análisis de eco-eficiencia para conocer los cambios e impactos en diferentes sectores, ajenos al tratamiento de aguas residuales (Georgopoulou *et al.*, 2014; Beltrán-Esteve, Reig-Martínez and Estruch-Guitart, 2017; García Besné *et al.*, 2018; Yang *et al.*, 2018; Martzopoulou and Komninos, 2019; Zha *et al.*, 2020).

Las evaluaciones de eco-eficiencia de las PTAR integran tres componentes en un índice sintético: 1) resultados deseables que deberían maximizarse (eficiencia de eliminación de contaminantes), 2) los insumos a minimizar (costos económicos), 3) resultados indeseables que deberían minimizarse (impactos ambientales). La ventaja de utilizar este enfoque DEA es que integra las tres dimensiones de la eco-eficiencia (valor de servicio, consumo de recursos e impactos ambientales) (Gémar *et al.*, 2018). Al vincular el desempeño ambiental y económico, la eco-eficiencia es principalmente en un concepto de gestión. La implementación de medidas de eco-eficiencia brinda a las entidades una mayor comprensión de sus actividades e impactos, ya que la eco-eficiencia requiere el desarrollo de perfiles organizacionales, financieros y ambientales. Además, las empresas o entidades que utilizan principios de eco-eficiencia son más rentables y competitivas, ya que usan menos recursos vírgenes, agua y energía, generan menos desechos y contaminación, mejora los métodos de producción, desarrollan nuevos productos o servicios y usan o reciclan materiales existentes (GDRC, 2019).

Este estudio aplica un modelo de tolerancia DEA para realizar un análisis de eco-eficiencia de una muestra de PTAR, teniendo en cuenta la incertidumbre de los datos. A diferencia de estudios anteriores, nosotros incluimos emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O producidas por las PTAR seleccionadas. El objetivo de este artículo es calcular las puntuaciones de eco-eficiencia, aplicando por primera vez un modelo de tolerancia DEA en PTARs que integre las emisiones de GEI como salidas deseadas (valor de los servicios prestados) y salidas no deseadas (efectos de la operación de las PTAR sobre el cambio climático) de las PTAR ubicadas en el AMB (Área Metropolitana de Barcelona). Las emisiones de GEI se consideran como una salida deseada solo cuando son utilizadas para la producción de electricidad o como combustibles, pero no por quema en mechero (CH<sub>4</sub>) o fuga. 729 escenarios son considerados; se identifican y evalúan los mejores y peores escenarios para cada instalación, para así mostrar una evaluación comparativa del desempeño de las PTAR y promover el tratamiento sostenible de las aguas residuales. Las emisiones de GEI se estimaron a partir de métodos de cuantificación propuestos en la literatura. La integración de las emisiones de GEI en la evaluación de eco-eficiencia le otorga un valor agregado a los puntajes obtenidos por cada PTAR, permitiéndonos conocer la generación de desechos y contaminación de cada una de ellas.

## 5.2 METODOLOGÍA

### 5.2.1 Evaluación de eco-eficiencia usando DEA

Para evaluar la eco-eficiencia de las PTAR aplicamos el método de análisis envolvente de datos (DEA). DEA es un método no paramétrico basado en programación lineal que permite la construcción de fronteras eficientes de producción basados en las entradas y salidas de unidades evaluadas (PTAR para este caso) (Cooper, Seiford and Tone, 2007). Es decir, DEA compara la relación entre las entradas y salidas por cada planta con respecto a las otras plantas. El resultado final será un índice de eco-eficiencia que representa qué tan cerca está de la frontera de posibilidades de producción. Tradicionalmente, la metodología DEA (Charnes, Cooper and Rhodes, 1978) utiliza como indicadores de rendimiento a las entradas y salidas deseadas, sin embargo, se sabe que en la mayoría de los procesos se generan también salidas no deseadas, tales como, basura o contaminantes (Koopmans, 1951). Así, el método DEA tendrá indicadores de desempeño para las entradas y las salidas deseadas y no deseadas, tal y como se ha realizado previamente en la literatura (Fujii, Managi and Matousek, 2014; Monastyrenko, 2017; Gémar *et al.*, 2018; Gómez *et al.*, 2018).

Dadas  $N$  PTARs, donde cada una de ellas ( $WWTP_j$ ,  $1 \leq j \leq N$ ) tiene vectores de  $x_{mj} = (x_{1j}, x_{2j}, \dots, x_{Mj})$  de  $M$  entradas,  $y_{sj} = (y_{1j}, y_{2j}, \dots, y_{Sj})$  de  $S$  salidas deseables y  $L$  salidas no deseadas  $b_{lj} = (b_{1j}, b_{2j}, \dots, b_{Lj})$ . De acuerdo con el modelo DEA, la eco-eficiencia  $\theta$ , se obtiene solucionando el siguiente modelo de programación lineal para cada PTAR ( $j_0$ ) (**Ecuación 6**):

$$\begin{aligned}
 & \text{Min } \theta \\
 & \text{st.} \\
 & \sum_{j=1}^N \lambda_j x_{mj} \leq \theta x_{mj_0}, \quad 1 \leq m \leq M \\
 & \sum_{j=1}^N \lambda_j y_{sj} \geq y_{sj_0}, \quad 1 \leq s \leq S \\
 & \sum_{j=1}^N \lambda_j b_{lj} = b_{lj_0}, \quad 1 \leq l \leq L \\
 & \sum_{j=1}^N \lambda_j = 1, \\
 & \lambda_j \geq 0, \quad 1 \leq j \leq N
 \end{aligned} \tag{6}$$

Donde  $\lambda_j$  es un vector de intensidad que se ajusta al solucionar el modelo. La eco-eficiencia  $\theta$ , esta acotada entre 0 y 1, donde el valor máximo ( $\theta = 1$ ) implica que dicha planta se encuentra en la frontera de la eficiencia, los valores menores nos hablan de que dicha planta tiene posibilidades de mejora y el valor mínimo representa que es completamente ineficiente ( $\theta = 0$ ).

### 5.2.2 DEA con un modelo de tolerancia

La principal crítica al usar modelos DEA es que soluciona de manera determinista un modelo matemático como en la **Ecuación 6**, por lo que no toma en cuenta ningún tipo de error o incertidumbre en los datos proporcionados (Tsolas, 2010). Para superar esta limitación, utilizamos el modelo DEA con tolerancias, el cual captura la incertidumbre al construir intervalos para los datos (Dyson and Shale, 2010). Así, podremos evaluar qué tan sensible es la eco-eficiencia para cada planta, al hacer variar con cierta tolerancia cada una de sus entradas y salidas de forma independiente. Las tolerancias son valores escalares positivos, simétricos y constantes; definidos a partir de cómo cambian las entradas y salidas (deseadas y no deseadas) con respecto al promedio anual de cada una de las plantas, como se representa en la siguiente ecuación (**Ecuación 7**) para las entradas, salidas deseadas y salidas no deseadas:

$$\begin{aligned}
 \alpha_{mj} &= |\bar{x}_{mj} - x_{mj}| \\
 \beta_{sj} &= |\bar{y}_{sj} - y_{sj}| \\
 \gamma_{lj} &= |\bar{b}_{lj} - b_{lj}| \quad (7)
 \end{aligned}$$

De la **Ecuación 7**, podemos ver que existe una infinidad de puntos accesibles para evaluar el modelo, por lo que nosotros trabajaremos con los casos extremos y el normal, esto es, donde las

tolerancias son positivas/negativas o cero respectivamente. Así, los valores que pueden tomar nuestros datos serán (**Ecuación 8**):

Entradas para la PTAR que se compara:

$$x_{mj_0}(1 - \alpha_{mj_0}), x_{mj_0}, x_{mj_0}(1 + \alpha_{mj_0})$$

Salidas deseadas para la PTAR que se compara:

$$y_{sj_0}(1 - \beta_{sj_0}), y_{sj_0}, y_{sj_0}(1 + \beta_{sj_0})$$

Salidas no deseadas para la PTAR que se compara:

$$b_{lj_0}(1 - \gamma_{lj_0}), b_{lj_0}, b_{lj_0}(1 + \gamma_{lj_0})$$

Entradas de las PTAR:

$$x_{mj}(1 - \alpha_{mj}), x_{mj}, x_{mj}(1 + \alpha_{mj})$$

Salidas deseadas de las PTAR:

$$y_{sj}(1 - \beta_{sj}), y_{sj}, y_{sj}(1 + \beta_{sj_0})$$

Salidas no deseadas de las PTAR:

$$b_{lj}(1 - \gamma_{lj}), b_{lj}, b_{lj}(1 + \gamma_{lj}) \quad (8)$$

Evaluar estas combinaciones representa resolver  $3^6$  veces la **Ecuación 6** para cada planta ( $j_0$ ). Tenemos tres situaciones: a) favorable, tolerancia positiva, b) desfavorable, tolerancia negativa y c) original, tolerancia cero; con seis posibles entradas y salidas (deseadas y no deseadas): i) entradas de la PTAR analizada, ii) salida deseada de la PTAR analizada, iii) salida no deseada de la PTAR analizada, iv) entradas del resto de las PTAR, v) salidas deseadas del resto de las PTAR, y vi) salidas no deseadas del resto de las PTAR. Estas combinaciones aseguran que estudiemos el mejor y peor escenario posible para cada una de las plantas.

El mejor escenario para una PTAR ( $j_0$ ), se da cuando se tiene el mínimo en la entrada, la salida deseada es máxima y la salida no deseada es mínima; y lo contrario para el resto de las plantas. Así, el peor escenario implicaría lo contrario, es decir, una inversión de los signos. Matemáticamente se expresa (**Ecuación 9**):

$$\begin{aligned} x_{mj} & \begin{cases} x_{mj_0}(1 \mp \alpha_{mj_0}) \\ x_{mj}(1 \pm \alpha_{mj}) \end{cases} \\ y_{sj} & \begin{cases} y_{sj_0}(1 \mp \beta_{sj_0}) \\ y_{sj}(1 \mp \beta_{sj}) \end{cases} \\ b_{lj} & \begin{cases} b_{lj_0}(1 \mp \gamma_{lj_0}) \\ b_{lj}(1 \pm \gamma_{lj}) \end{cases} \end{aligned} \quad (9)$$

En los mejores y peores escenarios, se obtienen los índices máximos y mínimos de eco-eficiencia respectivamente, para cada PTAR evaluada, lo que permite reducir la incertidumbre de la evaluación de eco-eficiencia.

### 5.2.3 Ranking de las plantas de tratamiento

Uno de los objetivos de la evaluación de eco-eficiencia es comparar las PTAR evaluadas, realizando una clasificación de las PTAR según sus puntajes de eco-eficiencia. Dado que varias PTAR se pueden identificar como eco-eficientes, no se pueden clasificar directamente. Utilizando los valores obtenidos de la programación lineal (optimización), se pueden clasificar las plantas a partir de los índices de eficiencia obtenidos del modelo de estimación DEA con tolerancias (Boscá *et al.*, 2011). Dicho modelo propone dos indicadores (**Ecuaciones 10 y 11**) para clasificar las plantas de tratamiento basándose en el número de veces que son llamadas eficientes dentro de los diferentes escenarios calculados anteriormente.

Los dos indicadores son los siguientes (Boscá *et al.*, 2011):

$$R_{k_0}^1 = \frac{e_{k_0}}{T_{k_0}} \quad (10)$$

$$R_{k_0}^2 = \begin{cases} \frac{S_{k_0} - e_{k_0}}{T_{k_0} - e_{k_0}} & \text{if } \tau \neq e_{k_0} \\ 0 & \text{if } R_{k_0}^1 = 1 \end{cases} \quad (11)$$

Donde  $e_{k_0}$  es las veces que el índice de eco-eficiencia de la PTAR  $k_0$  es igual a uno;  $\tau_{k_0}$  es igual al número de escenarios analizados por planta y  $S_{k_0}$  es la suma de índices de eco-eficiencia de la planta  $k_0$ .

$R_{k_0}^1$  está entre cero y uno y denota la proporción de veces que la planta  $k_0$  es eco-eficiente. Un valor de uno significa que la planta evaluada fue eco-eficiente en todos los escenarios simulados por lo que una planta con mayor valor de  $R_{k_0}^1$  es más propensa a ser eco-eficiente (Sala-Garrido, Hernández-Sancho and Molinos-Senante, 2012). Un valor de cero significa que la planta  $k_0$  fue eco-ineficiente en todos los escenarios evaluados. El indicador  $R_{k_0}^2$  también está entre cero y uno, y se usa para clasificar dos plantas con valores  $R_{k_0}^1$  idénticos.

### 5.2.4 Estimación de la emisión de CH<sub>4</sub>

Para estimar la emisión de CH<sub>4</sub> de las plantas de tratamiento analizadas en este estudio, se utilizó la **Ecu. 12**. Es una ecuación simplificada de la metodología del IPCC (IPCC, 2006), utilizada por Paredes *et al.*, (2019). Adicionalmente, se consideraron los factores de corrección (MCF) propuestos por Noyola *et al.*, (2018). La **Ecuación 12** estima la emisión de CH<sub>4</sub> en este estudio. Esta versión simplificada no considera el termino R (cantidad de metano recuperado por año de inventario del tratamiento de aguas residuales) para su aplicación en instalaciones individuales, por lo tanto, compara la producción total de CH<sub>4</sub> de las instalaciones independientemente de la

gestión del biogás en cada una (capturado en filtros extraídos de los estanques de tratamiento anaeróbicos y/o recuperado de la digestión anaeróbica de lodos), que puede ser empleado para la quema y generación de energía (IPCC, 2019; Paredes *et al.*, 2019). La energía cogenerada por las PTAR del AMB fue de 40,605 MWh en 2015 y de 41,821 MWh en 2016, empleada para consumo propio en la generación de energía térmica y eléctrica (AMB, 2016). En el refinamiento de las Directrices del IPCC (2019) se proporciona el valor predeterminado para la recuperación de CH<sub>4</sub> igual a cero (IPCC, 2019). Se decidió utilizar la modificación de MCF propuesta por Noyola, ya que los MCF del IPCC sobrestiman la emisión de CH<sub>4</sub> de acuerdo con la literatura encontrada (Paredes *et al.*, 2015, 2019; Delre, Mønster and Scheutz, 2017).

$$\text{CH}_4 \text{ Emissions} = B_o \cdot \text{MCF} (\text{TOW} - S) \quad (12)$$

Donde B<sub>o</sub> es la capacidad máxima de producción de CH<sub>4</sub> por DBO eliminado (0.6 kg CH<sub>4</sub>/kg DBO<sub>rem</sub>) del agua residual o lodo; MCF es el factor de corrección de CH<sub>4</sub>; TOW es la materia orgánica total en las aguas residuales que ingresan a la instalación de tratamiento por año (kg DBO/año) y S es el componente orgánico (lodo) eliminado de la instalación por año (kg DBO/año, valor obtenido de (Metcalf & Eddy *et al.*, 2014a)).

Los MCF empleados en este estudio, por tipo de tratamiento son: 0.06 para una planta de tratamiento aeróbico centralizada; 0.32 para planta de tratamiento aeróbico centralizada con digestores de lodos anaeróbicos; 0.08 para planta de tratamiento aeróbico centralizada, anaeróbico (o anóxico); 0.34 para planta de tratamiento aeróbico centralizado, anaeróbico (o anóxico) con digestores anaeróbicos de lodos (Noyola *et al.*, 2018).

El valor de TOW se obtuvo con los datos operativos de cada planta analizada. Para fines prácticos, el valor de S se obtuvo de los valores propuestos por (Metcalf & Eddy *et al.*, 2014a), lo que resulto en un 45% de TOW, que se elimina de los sólidos volátiles a medida que el lodo se digiere anaeróbicamente.

En 2015 no hay registros de la concentración de entrada de DBO<sub>5</sub> de aguas residuales a las plantas de tratamiento de CDMX, solo hay un registro de algunos datos de salida de la planta y por eso, no se puso conocer la emisión de metano de este año. Solo sería posible calcular la emisión de CH<sub>4</sub> de CDMX en 2016.

### 5.2.5 Estimación de la emisión de N<sub>2</sub>O

La emisión de planta de N<sub>2</sub>O de las PTAR avanzadas analizadas en este estudio, se estimó mediante la metodología propuesta por Snip, (2010) y la modificación en el factor de emisión (EF) propuesta por Ramírez-Melgarejo *et al.*, (2020) (**Ecuación 13**). Esta metodología considera como parámetro principal el valor de nitrógeno total (TN) de entrada a planta para conocer el contenido de N en el agua residual. La emisión del efluente de las PTAR avanzadas se estima mediante la metodología del IPCC, (2019) y la modificación en el rango del EF de Ramírez-Melgarejo *et al.*, (2020) (**Ecuación 14**).

$$\text{N}_2\text{O}_{\text{emission}} = Q \cdot \text{N}_{\text{total}} \cdot \text{EF} \quad (13)$$

$$\text{N}_2\text{O}_{\text{EFFLUENT,DOM}} = \text{N}_{\text{EFFLUENT,DOM}} \times \text{EF}_{\text{EFFLUENT}} \times 44/28 \quad (14)$$

Donde N<sub>2</sub>O<sub>emission</sub> es la emisión de N<sub>2</sub>O en el año de inventario (kg N<sub>2</sub>O/año); Q es el caudal de entrada a cada planta de tratamiento (m<sup>3</sup>/día); N<sub>total</sub> es la cantidad de nitrógeno de entrada a planta por día (kg N/día); EF es el factor de emisión para las emisiones de N<sub>2</sub>O de las aguas residuales

descargadas (0.03 kg N<sub>2</sub>O-N/kg N); N<sub>Effluent,dom</sub> es la cantidad de nitrógeno en los efluentes descargados al medio acuático (kg N/día); 44/28 conversión de peso molecular (g N<sub>2</sub>O por g N emitido como N<sub>2</sub>O).

La emisión de planta de las PTAR tradicionales analizadas en este estudio se estimó mediante la metodología propuesta por el IPCC, (2019), también considera el TN como el parámetro determinante para conocer el contenido de N en el agua residual (**Ecuación 15**). La emisión del efluente de las PTAR analizadas se estima mediante la metodología del IPCC (2019) (**Ecuación 14 y Ecuación 16**), incorporando una modificación propuesta por Ramírez-Melgarejo et al., (2020) en el EF. Debido a la falta de información que existe sobre el comportamiento del N<sub>2</sub>O en el medio acuático, las emisiones indirectas siguen estimándose mediante esta metodología (IPCC, 2006, 2019) que se basa en el parámetro del consumo per cápita de proteínas, la población servida y valores propuestos por defecto.

$$N_2O \text{ Plants}_{DOM} = [\sum (U_i \times T_{ij} \times EF_j)] \times TN_{DOM} \times 44/28 \quad (15)$$

$$N_{EFFLUENT,DOM} = \sum [(TN_{DOM} \times T_j) \times (1 - N_{REM,j})] \quad (16)$$

Donde N<sub>2</sub>O Plants<sub>DOM</sub> son las emisiones de N<sub>2</sub>O de las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas en el inventario, kg N<sub>2</sub>O/año; U<sub>i</sub> es la fracción de la población del grupo de ingresos *i* en el año del inventario; T<sub>ij</sub> es el grado de utilización de la vía de tratamiento/descarga o sistema *j*, para cada fracción de grupo de ingresos *i* en el año del inventario *j*; *i* es el grupo de ingresos: rural, urbano de altos ingresos y urbano de bajos ingresos; *J* es cada vía o sistema de tratamiento/descarga; EF<sub>j</sub> es el factor de emisión para la vía de tratamiento/descarga o el sistema *j*, kg N<sub>2</sub>O-N/kg N; TN<sub>DOM</sub> es el nitrógeno total en las aguas residuales domésticas en el año del inventario, kg N/año (TN<sub>DOM,j</sub> = (P<sub>treatment,j</sub> × Protein × F<sub>NPR</sub> × N<sub>HH</sub> × F<sub>NON-CON</sub> × F<sub>IND-COM</sub>)); P<sub>treatment</sub> es la población atendida, habitantes; Protein es el consumo anual de proteínas per cápita, kg/persona/año (Disponible en la FAO, Food and Agriculture Organization: España= 38.32 kg/habitante/2015 and 39.42 kg/habitante/2016); F<sub>NPR</sub> es la fracción de nitrógeno en la proteína (0.16 kg N/kg de proteína); F<sub>NON-CON</sub> es el factor para la proteína no consumida agregada a las aguas residuales (1.1 para países sin trituradores de basura y 1.4 para países con disposición de basura); F<sub>IND-COM</sub> es la fracción de proteína industrial y comercial co-d Descarada (1.25); N<sub>HH</sub> es el nitrógeno adicional de los productos domésticos añadidos a las aguas residuales, por defecto= 1.1; EF<sub>EFFLUENT</sub> es el factor de emisión para la emisión de N<sub>2</sub>O de las aguas residuales descargadas (0.03 kg N<sub>2</sub>O-N/kg N); 44/28 conversión de kg N<sub>2</sub>O-N a kg N<sub>2</sub>O.; N<sub>EFFLUENT</sub> es el nitrógeno en el efluente descargado al medio acuático (kg N/año); N<sub>REM,j</sub> es la fracción del nitrógeno total de las aguas residuales eliminado durante el tratamiento de aguas residuales por tipo de tratamiento (IPCC, 2019).

Las estimaciones de emisiones de planta se consideran como las emisiones evitadas (salidas deseadas), al aplicar tratamiento a las aguas residuales, los contaminantes presentes reducen sus porcentajes de concentración (de acuerdo al tipo de tratamiento empleado por planta), evitando se genere un impacto mayor en el medio acuático donde se descarga el efluente (crudo o parcialmente tratado) (IPCC, 2019). Las emisiones del efluente son consideradas las emisiones no deseadas, que se generan por la descarga del efluente en el medio natural, debido al remanente de nitrógeno contenido en el agua residual y del nivel de oxigenación del medio acuático. La emisión en el medio natural es la emisión que quiere evitarse, para generar menos desechos y menos contaminación al medio (IPCC, 2019).

Los resultados de emisión de  $N_2O$  y  $CH_4$  obtenidos de las plantas de estudio, se presentan en unidades de  $tCO_2e$ , empleando la ecuación propuesta por Lexmond y Zeeman (1995) (**Tabla 6**), en base a las equivalencias de poder de calentamiento global de  $CO_2$  en una proyección a 100 años (Lexmond and Zeeman Grietje, 1995; Myhre *et al.*, 2013).

### 5.3 DESCRIPCIÓN DE LA MUESTRA

Se analizan las plantas de tratamiento de aguas residuales del AMB en los años 2015 y 2016. Los datos de operación fueron proporcionados por el Área Técnica de Saneamiento e Inspección del AMB. El AMB en España tiene siete plantas de tratamiento, cinco de tipo avanzado (con eliminación de nutrientes) y dos de tipo tradicional. Estas PTAR presentan una tecnología de tratamiento biológico secundario. Las PTAR 1, 2, 4, 6 y 7 son plantas de tratamiento biológico con eliminación/reducción de nutrientes, y las PTAR 3 y 5 son plantas de tratamiento biológico tradicional. Las PTAR muestra tienen una capacidad de tratamiento instalada de 13,370 l/s, que van desde 8 l/s a aproximadamente 3,870 l/s. Las PTAR de tipo avanzado aplican tratamiento de digestión anaeróbica con cogeneración y deshidratación a los lodos producidos, a diferencia de las PTAR de tipo tradicional que solo deshidratan sus lodos generados. El AMB tiene una cobertura de alcantarillado del 100% y trata el 100% de las aguas residuales de un total de 3,214,211 habitantes (AMB, 2016).

*\*En 2015 no hay registros de la concentración de entrada y salida de la  $DBO_5$ , ni datos de concentraciones de nitrógeno del agua residual de las plantas de tratamiento de CDMX, solo hay registro de algunos datos de salida de la planta y es por ello, que no fue posible conocer la emisión de  $CH_4$ , ni realizar la evaluación de eco-eficiencia a estas plantas de tratamiento. Esta información fue proporcionada por SACMEX, que es la entidad reguladora de las PTAR de CDMX. Para realizar la evaluación de eco-eficiencia en PTAR se requieren los datos promedio anuales de operación (entradas y salidas), para así conocer el comportamiento y evolución (gestión) de cada instalación de tratamiento (serie de observaciones históricas).*

Los estudios de eco-eficiencia de PTAR se basan en la selección de entradas, salidas deseadas y salidas no deseadas (**Tabla 8**). La **Tabla 8** contiene las variables utilizadas en este estudio. Esta tabla contiene los costes, datos operativos y emisiones directas e indirectas de  $CH_4$  y  $N_2O$  de las PTAR analizadas en 2015 y 2016. Las entradas son los recursos consumidos por cada planta, es decir, los costes operativos y de mantenimiento, expresados en €/año. Para este estudio solo se obtuvo el coste total del  $m^3$  de agua tratada por año, por lo que no contamos con la separación de costes de operación y costes de mantenimiento. A partir de las características operativas de las PTAR analizadas en este estudio, se tomaron en cuenta tres salidas deseadas: la materia orgánica removida (expresada en Demanda Bioquímica de Oxígeno,  $DBO_5$ ), la emisión de  $N_2O$  evitada con el tratamiento de aguas residuales y la emisión de  $CH_4$  evitada con el tratamiento del agua residual (emisiones directas). Estas variables se expresan en  $tCO_2e/año$  y consideran las características del caudal de entrada y salida de cada planta.

**Tabla 8. Descripción de la muestra**

	Entradas	Salidas Deseables			Salidas Indeseables
	Costos totales de operación (€/año)	Materia orgánica removida (tDBO/año)	N <sub>2</sub> O no emitido por tratamiento de aguas (tCO <sub>2</sub> e/año)	CH <sub>4</sub> no emitido por tratamiento de aguas (tCO <sub>2</sub> e/año)	Emisiones indirectas de GEI (tCO <sub>2</sub> e/año)
<b>Promedio</b>	89,816,485	17,917	35,852	82,227	25,894
<b>DS</b>	111,330,133	25,098	44,340	115,015	37,486
<b>Mínimo</b>	632,936	59	201	270	73
<b>Máximo</b>	301,775,325	70,763	114,975	324,038	108,018

Este estudio es pionero en integrar la emisión de GEI como salidas deseadas y salidas no deseadas en las evaluaciones de eco-eficiencia de PTAR. No solo considera el consumo eléctrico como una emisión producida por el tratamiento de aguas, sino que incluye la emisión de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O. Este estudio busca mostrar como el bueno o deficiente funcionamiento de una PTAR afecta el cambio climático. Dependiendo del tipo de tratamiento, se producirán GEIs (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O), ya sea directa o indirectamente (Jungdorf *et al.*, 2017). Para esto, las emisiones directas se consideran salidas deseadas (emisión en planta), ya que son emisiones de fuentes que son propiedad y están controladas por cada PTAR, de esta manera se evita se produzcan en el medio acuático donde se descarga el efluente. Las emisiones indirectas de GEI se consideran una salida no deseada (expresada en tCO<sub>2</sub>e) producida por las PTAR (emisión en el medio natural donde se descarga el efluente), son las emisiones consecuencia de la actividad propia de la PTAR que se producen en fuentes ajenas, y que incluye las emisiones de la energía consumida por las plantas de tratamiento (GHG Protocol, 2014).

Las siete PTAR del AMB reducen nitrógeno y controlan su concentración en el efluente, por lo que a partir de métodos numéricos propuestos en la literatura se pudo estimar la emisión directa e indirecta que se produce de N<sub>2</sub>O en cada una de las PTAR. El N<sub>2</sub>O es un GEI que se emite durante el tratamiento de aguas residuales. El N<sub>2</sub>O se forma a partir del material contenido en las aguas residuales en forma de urea, amoníaco y proteínas alimentarias (Farrell *et al.*, 2005; Thomsen and Lyck, 2005; Kampschreur *et al.*, 2009; Gupta and Singh, 2012). El N<sub>2</sub>O tiene un Potencial de Calentamiento Global (PCG) de 298 veces más que el CO<sub>2</sub> con una proyección a 100 años (Myhre *et al.*, 2013). El factor principal para determinar el potencial para generar N<sub>2</sub>O en las aguas residuales es el contenido de nitrógeno en estas (CH2M HILL, 2007). El N<sub>2</sub>O en una PTAR avanzada se genera como subproducto durante el proceso de nitrificación/desnitrificación (eliminación de nutrientes) (Scheehle and Doorn, 2004; Thomsen and Lyck, 2005; CH2M HILL, 2007; Kampschreur *et al.*, 2009; Hwang, Bang and Zoh, 2016), donde se transforma y se emite como gas nitrógeno (N<sub>2</sub>) (emisión directa) o en el medio natural donde se descarga el efluente (emisión indirecta), ya sea crudo o parcialmente tratado, debido al contenido de nitrógeno restante en el agua (Farrell *et al.*, 2005; CH2M HILL, 2007). Debido a la complejidad que implica medir las emisiones de N<sub>2</sub>O en las PTAR y la falta de métodos de medición estandarizados, las mediciones de N<sub>2</sub>O para el sector de aguas residuales se han estimado a partir de métodos numéricos, sin la contribución de datos medidos (Law *et al.*, 2012).

La emisión de CH<sub>4</sub> también se estimó a partir de un método de cuantificación propuesto en la literatura, ya que estas plantas evaluadas tratan sus lodos anaeróticamente. El CH<sub>4</sub> se produce de la degradación biológica de la materia orgánica en condiciones anaerobias del agua o el lodo de purga, es un gas inflamable que puede capturarse y usarse para generar electricidad o calor (Lara

and Préndez, 2003; IPCC, 2015a). El PCG del CH<sub>4</sub> es equivalente a 34 tCO<sub>2</sub>e (Myhre *et al.*, 2013) durante un periodo de 100 años. La emisión de CH<sub>4</sub> se considera una salida deseable, al ser una emisión directa de la PTAR, y por tanto una emisión evitada con el tratamiento de aguas residuales.

Las directrices del IPCC no consideran la emisión de CO<sub>2</sub> de una PTAR como emisión antropogénica ya que vuelve a la atmósfera de manera natural en equilibrio con su concentración atmosférica (IPCC, 2006, 2019), consideración que puede diferir ya que el agua residual contiene detergentes, aceites y grasas de origen sintético (Lara y Préndez 2003; Nolasco 2010). En este estudio se consideró la energía eléctrica consumida por las instalaciones como una salida no deseada, como parte de la evaluación de eco-eficiencia de una PTAR. La emisión se estimó en función de los reportes de la energía eléctrica consumida al año por las instalaciones (kWh/año)(AMB, 2016), y el mix eléctrico de las comercializadoras en España en 2015 y 2016 (kg CO<sub>2</sub>e/kWh) (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2018).

## 5.4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 5.4.1 Estimación de las tolerancias para entradas y salidas

El primer paso para obtener los puntajes de eco-eficiencia de las PTAR evaluadas en este estudio, fue estimar los valores de tolerancia (serie de observaciones históricas de cada variable) utilizando los datos de dos años, 2015 y 2016, para cada una de las variables consideradas (costos totales de operación, materia orgánica removida, emisión de N<sub>2</sub>O evitada con el tratamiento de aguas residuales, emisión de CH<sub>4</sub> evitada con el tratamiento y emisiones indirectas de GEI) en el modelo de tolerancia DEA. Los valores de tolerancia (**Tabla 9**) reflejan la incertidumbre potencial de los datos para cada variable (promedios anuales de las entradas y salidas de cada una de las PTAR). La **Tabla 9** contiene los valores de las tolerancias estimadas para las entradas, salidas deseadas y salidas no deseadas consideradas en este estudio. Cabe recordar que las salidas no deseadas (emisiones indirectas de GEI) consideran el consumo eléctrico por año de cada PTAR y la emisión indirecta de N<sub>2</sub>O.

**Tabla 9. Tolerancias para la entrada, salidas deseables y salidas no deseadas, %**

Costes totales de operación	Materia orgánica removida	Emisión de N <sub>2</sub> O evitada por el tratamiento	Emisión de CH <sub>4</sub> evitada por el tratamiento	Emisiones indirectas de GEI
1.12	11.28	7.59	11.11	3.29

La reducción de contaminantes (salidas deseadas) presentan los valores de tolerancia más altos, (valores de tolerancia similares) siendo la remoción de materia orgánica (DBO<sub>5</sub>) y la emisión de CH<sub>4</sub> que se evita con el tratamiento, quienes presentan una mayor variabilidad (incertidumbre). Esto muestra los esfuerzos técnicos y de operación que se realizan en las PTAR a lo largo del tiempo, de acuerdo a las necesidades de cada instalación y en beneficio de la reducción de contaminantes y emisiones de CH<sub>4</sub> (variables gestionadas directamente por cada PTAR). La salida deseada de la emisión de N<sub>2</sub>O que se evita con el tratamiento también tiene un valor de tolerancia alto (variable gestionada por cada PTAR). El N<sub>2</sub>O tiene un poder de calentamiento global de 298 tCO<sub>2</sub>e, lo que implica una afectación importante al medio y a los ecosistemas, de ahí la

importancia de reducir y evitar la emisión de este GEI con el tratamiento de aguas residuales. Todo esto en función de la correcta aplicación de las regulaciones ambientales a nivel Unión Europea (UE), en cumplimiento con la concentración de contaminantes en el efluente (Directiva 91/271/CEE: Tratamiento de las aguas residuales urbanas). La emisión de GEI (salida no deseada) presenta un valor de tolerancia bajo, esto resalta la importancia y compromiso del AMB para minimizar las emisiones indirectas provocadas por el tratamiento de aguas residuales. Los costos de operación (la entrada) presentan el valor de tolerancia más bajo, lo que implica que esta variable exhibe la incertidumbre más baja en las evaluaciones de eco-eficiencia de las PTAR. Debe tenerse en cuenta la limitación de datos en el momento de este estudio, solo se obtuvo el coste total de tratamiento, sin división de los gastos de staff, operación y mantenimiento.

#### 5.4.2 Puntajes de eco-eficiencia de las PTAR analizadas

Una vez obtenidas las tolerancias para entradas y salidas de las 7 PTAR, se estimaron los puntajes de eco-eficiencia. Se generaron 729 puntajes de eco-eficiencia con un número igual de escenarios probables, resultado de la aplicación del modelo de tolerancia DEA y la inclusión de resultados no deseados. Estos valores produjeron un rango dentro del cual variaron los puntajes de eco-eficiencia, y así se redujo la incertidumbre en la eco-eficiencia de cada PTAR. Se seleccionaron los puntajes de eco-eficiencia en cuatro grupos específicos (**Tabla 10**): el original (que es el puntaje obtenido de los datos originales), la media (puntaje promedio de eco-eficiencia de los escenarios evaluados), el máximo (puntaje de eco-eficiencia más alto y representa el mejor escenario de las PTAR evaluadas) y el mínimo (puntaje más bajo y representa el peor escenario de las PTAR evaluadas).

Los resultados obtenidos a partir de los datos originales de cada PTAR muestran que la eco-eficiencia promedio de las 7 PTAR evaluadas del AMB fue de 0.929, con un potencial de mejora del 7.1% en términos de costos, la reducción de emisiones de GEI y la mejora en la eficiencia de eliminación de contaminantes. Con este resultado se muestra el interés y compromiso económico y ambiental de esta zona de estudio, al aplicar tratamiento al 100% de sus aguas residuales generadas por su población y reducir los contaminantes presentes. En el mejor de los escenarios, el puntaje promedio máximo de eco-eficiencia de las plantas de tratamiento podría alcanzar un 0.967, lo que requeriría una mejora de un 3.3% aproximadamente. En el peor de los escenarios, el puntaje mínimo promedio de eco-eficiencia fue de 0.786, con una mejora potencial del 21.4%. El puntaje promedio de eco-eficiencia promedio de los escenarios evaluados fue de 0.876, con una diferencia del 12% con respecto al puntaje promedio usando los datos originales. En la **Tabla 10** se muestran los puntajes de eco-eficiencia de las 7 PTAR evaluadas del AMB, y las desviaciones estándar obtenidas de los escenarios evaluados. El puntaje mínimo de eco-eficiencia con los datos originales, fue de 0.650, esto podría considerarse un valor bajo de eco-eficiencia, ya que indica que esta planta podría mejorar su potencial eco-eficiente en un 35% en comparación con las más eco-eficientes. Estos puntajes de eco-eficiencia de las 7 PTAR del AMB pueden considerarse como aceptable-bueno, ya que se encuentran por arriba de la mitad del número entero, alcanzando un buen rendimiento en la operación y gestión de cada planta.

**Tabla 10. Puntajes de eco-eficiencia de las PTAR en los escenarios evaluados**

PTAR	Original	Promedio	Máximo	Mínimo	Amplitud (máx. - mín.) (%)
1	1.000	1.000	1.000	1.000	0.00
2	0.850	0.863	1.000	0.720	28.00
3	1.000	0.979	1.000	0.930	7.00
4	1.000	0.940	1.000	0.840	16.00
5	0.650	0.642	0.770	0.520	25.00
6	1.000	0.710	1.000	0.490	51.00
7	1.000	1.000	1.000	1.000	0.00
<b>Promedio</b>	0.929	0.876	0.967	0.786	18.14
<b>DS</b>	0.135	0.135	0.080	0.199	16.95

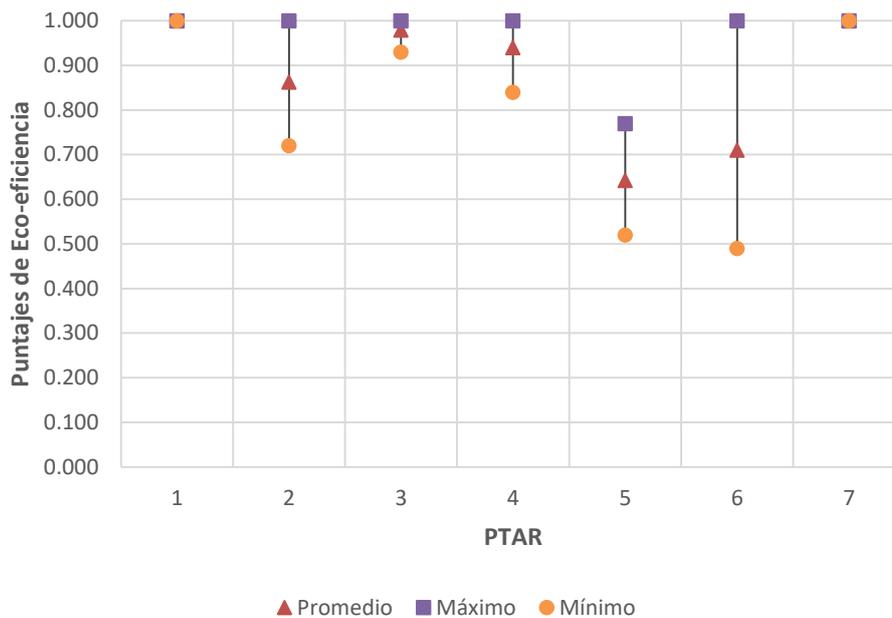
En la **Tabla 10** se puede ver que cinco de las siete PTAR (71%) fueron eco-eficientes en función de sus datos originales, con lo cual se indica estuvieron en la frontera eficiente y son las PTAR con los mejores rendimientos. Estas cinco PTAR constituyen el punto de referencia de las mejores prácticas. Las dos PTAR que resultaron eco-ineficientes presentaron porcentajes de reducción de nitrógeno (reducción de contaminantes) bajos (20-30% aprox.) en el año 2015. Una de las dos PTAR eco-ineficientes podría volverse eco-eficiente en el mejor de los escenarios, ya que aumento su porcentaje de reducción de nitrógeno contenido en el agua residual que trato en el año 2016, de esta manera, esta reducción de contaminantes también se refleja en las emisiones de GEI que se produjeron y están dentro de los valores de tolerancia definidos. Con esto se demuestra que en el escenario más favorable, seis de las siete PTAR (86%) probablemente serían eco-eficientes, pero una de las siete no se volvería eco-eficiente ni en el mejor de los escenarios. Esta PTAR no eco-eficiente es una planta de tipo tradicional con porcentajes de reducción de contaminantes bajos, y que por tanto, las emisiones de GEI que se producen son casi en su totalidad salidas no deseadas. Al reducir solo el 30% de los contaminantes en el agua residual, la emisión de GEI (emisión de N<sub>2</sub>O) se produce en el medio natural donde se descarga el efluente, ya sea crudo o parcialmente tratado, aumentando el puntaje de la salida no deseable de esta PTAR.

Si nos enfocamos en el peor de los escenarios, dos de las siete PTAR (29%) se identificaron como eco-eficientes, lo que implica que tres instalaciones que se consideraron eco-eficientes en función de sus datos originales dejan de serlo en el escenario más pesimista. Desde un enfoque de gestión, estas PTAR deberían estar atentas a los cambios marginales en su desempeño, uso de insumos e incluso problemas de calidad, que podrían hacer que pierdan su estado de eco-eficiencia. Con estos resultados se aprecia la importancia de considerar la incertidumbre en las evaluaciones de eco-eficiencia (Gómez *et al.*, 2018). Cabe destacar que solo dos PTAR fueron eco-eficientes en los cuatro escenarios evaluados.

Al igual que en el peor de los escenarios, en el escenario medio, solo dos de las PTAR fueron eco-eficientes. La eficiencia promedio para el escenario medio es similar a los puntajes de eficiencia calculados con los datos originales. Estos resultados significan que cuando se evalúa la eficiencia de las PTAR de esta zona en conjunto, el valor medio obtenido considerando la incertidumbre es similar al obtenido a los datos originales. Cuando la evaluación se enfoca a nivel de PTAR, la contabilidad de la incertidumbre adquiere una relevancia singular, ya que algunas de las plantas presentan una diferencia entre los resultados de los datos originales y la media de los escenarios evaluados.

El considerar las emisiones de GEI ( $\text{CH}_4$  y  $\text{N}_2\text{O}$ ) como parte de los daños evitados (GEI no generados al aplicar tratamiento) por el tratamiento de aguas residuales nos da una visión global de la importancia de tratar el agua residual y su relación coste-beneficio. El evitar el impacto negativo a los cuerpos de agua donde se descarga el efluente, es el principal objetivo de una PTAR, y al realizar una evaluación de eco-eficiencia constatamos el correcto funcionamiento o no de la planta de tratamiento, sus puntos de mejora y la emisión de GEI que se evita al aplicar el tratamiento (emisión directa). La emisión directa es una salida deseada, es la emisión que se evita al aplicar tratamiento a las aguas residuales. Si no se aplicara tratamiento, la emisión se produciría en el medio receptor natural, siendo un 100% de salida no deseada. Es importante conocer y considerar la emisión de GEI que se evita con el tratamiento, para así otorgarle un nivel de eco-eficiente a una PTAR. Al reducir los contaminantes del agua residual en planta, se considera que la emisión indirecta de  $\text{N}_2\text{O}$  será de menor impacto y el puntaje de eco-eficiencia de la PTAR será alto, en función de sus porcentajes de reducción de contaminantes. Existen pocos estudios del impacto y generación que ocurre en el medio natural donde se realiza la descarga, y el factor de emisión que produce la generación (condiciones y temperatura del entorno), por ello de la importancia de reducir los contaminantes como parte del tratamiento (Ramírez-Melgarejo *et al.*, 2020). Los puntos clave para mejorar la eco-eficiencia de una PTAR serán: aumentar su eficiencia de eliminación de contaminantes o disminuir sus costos operativos y de mantenimiento y las emisiones de GEI dentro de los valores de tolerancia definidos (Gómez *et al.*, 2018).

La **Figura 10** ilustra los intervalos de variación (incertidumbre de los datos) entre los mejores y peores escenarios evaluados, y los valores medios de las puntuaciones de eco-eficiencia de las PTAR. Las diferentes longitudes de las barras muestran el grado en que las incertidumbres en las entradas, salidas deseables y salidas indeseables impactan los puntajes de eco-eficiencia de cada planta, indicando la estabilidad de los puntajes eco-eficientes obtenidos con el análisis. Una gran amplitud de la barra, revela que existen grandes diferencias en los puntajes entre el mejor y el peor de los escenarios, es decir, que la incertidumbre de los datos tiene un gran impacto en este último (la PTAR puede mejorar o empeorar significativamente al cambiar sus entradas y/o salidas). Una amplitud baja indica que la eco-eficiencia cambiara mínimamente independientemente de las variaciones en los datos (incertidumbre).



**Figura 10. Puntajes de eco-eficiencia de cada PTAR para los escenarios evaluados: puntaje máximo, promedio y mínimo**

En la **Figura 10** se muestra que dos de las PTAR analizadas son eco-eficientes en todos los escenarios evaluados, la incertidumbre de los datos no afecta la eco-eficiencia de estas plantas. Las PTAR 3 y 4 presentan una variabilidad baja en sus puntajes de eco-eficiencia obtenidos, lo que indica que sus puntajes no difieren drásticamente ni en el mejor ni en el peor de los escenarios. La PTAR 2 no presenta bajos puntajes de eco-eficiencia aunque si muestra una variabilidad en su incertidumbre, por ejemplo, la planta 2 obtuvo puntajes de eco-eficiencia de 1 y 0.72 en el mejor y peor de los escenarios, respectivamente. La planta 5 si presenta un bajo puntaje de eco-eficiencia con respecto a las otras PTAR analizadas, aunque sigue siendo una planta con un nivel de eco-eficiencia aceptable, con puntajes de eco-eficiencia de 0.77 y 0.52 en el mejor y peor de los escenarios. Solo una de las PTAR presento una gran amplitud entre sus puntajes máximos y mínimos de eco-eficiencia, siendo una planta altamente sensible a los intervalos de incertidumbre en sus puntajes de eco-eficiencia obtenidos, teniendo un puntaje que oscila entre un mínimo de 0.49 y un máximo 1 en su peor y mejor de los escenarios evaluados. Para las PTAR del AMB, la amplitud media entre los mejores y peores escenarios es del 18%. Cabe destacar que las PTAR evaluadas no son un grupo homogéneo. Los resultados indican que 6 de las 7 (86 %) PTAR presentan amplitudes inferiores al 30%, y que solo una PTAR presento una amplitud mayor, alcanzando un valor máximo del 51%.

Resulta muy efectivo comparar las sensibilidades de las diferentes instalaciones a la incertidumbre de los datos cuando se evalúa la eco-eficiencia para una correcta gestión de las PTAR, en el sentido de que su rendimiento puede verse poco o muy afectado por los valores de tolerancia. Es importante contar con información fiable y precisa de los indicadores de desempeño de las instalaciones de tratamiento para realizar y proponer mejoras, de acuerdo a los puntajes obtenidos en la evaluación de eco-eficiencia.

### 5.4.3 Clasificación de las PTAR en función de las puntuaciones de eco-eficiencia

En función de las  $R$  calculadas para cada planta ( $R^1_{k0}$  y  $R^2_{k0}$ ), las PTAR se clasificaron de acuerdo a sus puntajes de eco-eficiencia obtenidos, en cada uno de los escenarios evaluados. Este tipo de clasificación resulta más sólida, al basarse en numerosas estimaciones de eco-eficiencia en lugar de una sola estimación. La **Tabla 11** contiene los valores de ambos indicadores para cada una de las PTAR evaluadas en este estudio.

Las PTAR 1 y 7 ocupan la primera posición en la clasificación, ya que presentan el mejor rendimiento en los escenarios evaluados cuando se introduce la incertidumbre en la evaluación de eco-eficiencia. Cuando se evaluó eco-eficiencia utilizando los datos originales (**Tabla 10**), estas PTAR tuvieron un puntaje de eco-eficiencia igual a 1, es decir que se identificaron como eco-eficientes. Al añadir la incertidumbre de los datos en la evaluación, esto generó una clasificación más precisa de las PTAR basada en puntajes de eco-eficiencia. Según los valores de  $R^1_{k0}$ , las PTAR 4, 3 y 6 ocupan las posiciones posteriores en la clasificación. Estas PTAR fueron eco-eficientes en los escenarios originales y optimistas, pero en el escenario pesimista eran eco-ineficientes y por tanto su valor de  $R^1_{k0}$  es menor que la unidad. En la **Tabla 11** se muestra que el  $R^1_{k0}$  para la PTAR 4 fue de 0.311, indicando que en el 31.1% de las evaluaciones (227 escenarios), esta instalación resultó como eco-eficiente. La PTAR 5 nunca podría ser eco-eficiente incluso en el escenario optimista, ya que su valor de  $R^1_{k0}$  es igual a cero, lo que indica que fue identificada como eco-ineficiente en todos los escenarios evaluados. Recordemos que la PTAR 5 es una planta de tratamiento de tipo tradicional con poco % de reducción de contaminantes, y al ser comparada con la capacidad y porcentajes de reducción de contaminantes de las demás PTAR de la zona, resulta con un puntaje menor de eco-eficiencia.

Las PTAR 1 y 7 son plantas de tratamiento pequeñas, que tienen una población servida de 4,000-6,000 habitantes, una capacidad instalada de 258,000-340,000 m<sup>3</sup>/año y con porcentajes de reducción de nitrógeno de mínimo un 80%, lo que les permite tener un mejor control en su operación y gestión diaria, reflejándose en los rendimientos alcanzados en cada uno de los escenarios evaluados. Las PTAR 4 y 3 son las plantas de tratamiento más grandes de la zona de estudio, contienen al 81% del total de la población servida, tienen porcentajes de reducción de nitrógeno del 43-77%. La PTAR 6 y 2 deben estar atentas a los cambios imprevistos en las entradas y salidas, son plantas de tratamiento avanzado con una capacidad instalada que oscila entre los 13-17 millones de m<sup>3</sup>/año de agua residual tratada, con porcentajes de reducción de nitrógeno del 23-81%. La PTAR 5 es una planta de tratamiento de tipo tradicional con bajos porcentajes de reducción de contaminantes que oscilan entre un 27% y 32%. Cabe destacar que las 5 PTAR de tratamiento avanzado (PTAR 1, 2, 4, 6 y 7) tratan sus lodos producidos para generar energía eléctrica y térmica para consumo propio (salida deseada de CH<sub>4</sub>), además que un porcentaje de los fangos estabilizados son empleados en compost y como combustible alternativo. Por esta razón las salidas deseadas de estas plantas son mayores y, les otorga un puntaje alto de eco-eficiencia. Las PTAR 3 y 5 mediante deshidratación y secado térmico, emplean los fangos secos en la agricultura y la cementera (AMB, 2016).

Los resultados del indicador  $R^2_{k0}$  facilitan la clasificación de las PTAR que tienen el mismo valor de  $R^1_{k0}$ . En este estudio, los valores de  $R^2_{k0}$  ayudaron a clasificar las PTAR 4, 3 y 6 cuyos valores de  $R^1_{k0}$  eran los mismos (**Tabla 11**). Estas PTAR presentaron puntajes de eco-eficiencia idénticos cuando se utilizaron los datos originales para calcularlos, pero tuvieron un rendimiento diferente en el escenario pesimista. El indicador  $R^2_{k0}$  permitió clasificar la PTAR con un  $R^1_{k0}$  igual a cero, refiriéndonos a plantas que no se identificaron como eco-eficientes incluso en el escenario

optimista. En la **Tabla 11** se identifica a la PTAR 2 como eco-eficiente en el escenario optimista y a la PTAR 5 como la instalación menos eco-eficiente, incluso en el escenario optimista.

**Tabla 11. Clasificación de PTAR basada en puntajes de eco-eficiencia para los escenarios evaluados**

PTAR	$R^1_{k0}$	$R^2_{k0}$
1	1.000	-
7	1.000	-
4	0.311	0.912
3	0.279	0.970
6	0.243	0.616
2	0.095	0.848
5	0.000	0.642

La clasificación jerárquica de las PTAR es de gran interés para los reguladores de aguas residuales, ya que compara la eco-eficiencia de las PTAR que abordan el mismo marco regulatorio. Este tema es de gran interés para las autoridades ambientales, que velan por el cumplimiento de las leyes relacionadas con el medio ambiente y la sostenibilidad, aplicada a la correcta gestión de las PTAR. De esta manera, las autoridades ambientales reciben información más completa y confiable para la toma de decisiones cuando se establecen presupuestos, intervenciones o mejoras a las plantas de tratamiento. La evaluación de eco-eficiencia de los escenarios optimistas y pesimistas proporciona una estimación altamente conservadora de estos puntajes para cada PTAR (Gómez *et al.*, 2018).

## 5.5 CONCLUSIONES

En los últimos años, ha aumentado el interés por evaluar la eco-eficiencia de las PTAR y así conocer su efectividad y sostenibilidad, considerando las entradas y salidas del proceso. Las evaluaciones de eco-eficiencia en PTAR contemplan: los insumos a minimizar, los resultados deseables a maximizar y los resultados no deseados a minimizar. El método DEA es un método ampliamente usado para evaluar la eco-eficiencia de las PTAR, aplicando varios enfoques en un solo índice. Este tipo de enfoque presenta muchas características positivas pero no tiene en cuenta la incertidumbre en los datos.

Para superar esta limitación, este estudio evalúa la eco-eficiencia de una muestra de PTAR, considerando la incertidumbre de los datos y, siendo el primero en integrar las emisiones de GEI como una salida deseada y una salida no deseada. Para realizar esta evaluación se utilizó el modelo de tolerancia DEA que introduce tolerancias estadísticas en los datos. Al aplicar este enfoque, se estimaron 729 puntajes de eco-eficiencia para cada PTAR, analizándose escenarios optimistas y pesimistas. Mediante los puntajes de eco-eficiencia estimados, las PTAR fueron clasificadas, de acuerdo a su eco-eficiencia, contabilizando la incertidumbre en cada uno de los escenarios considerados.

Los resultados de una muestra de 7 PTAR del AMB proporcionan los siguientes resultados: 1) las emisiones indirectas de GEI (consumo de electricidad y emisión de N<sub>2</sub>O) presentan un valor de

tolerancia bajo. Esto revela la importancia que los administradores de las PTAR otorgan a las emisiones indirectas producidas del tratamiento de aguas residuales, y los esfuerzos operacionales que se realizan para reducir los contaminantes que se descargan en el ambiente natural y el correcto manejo del consumo eléctrico. Los valores de tolerancia de las salidas, muestran los diferentes esfuerzos realizados por las PTAR para mejorar los servicios de agua y el impacto que estas generan. 2) utilizando los datos originales, 5 PTAR fueron identificadas como eco-eficientes, esta cifra aumento a 6 plantas en el escenario optimista y reduciéndose a 2 plantas en el escenario pesimista. 3) de acuerdo a la clasificación de las PTAR, se identificaron solo dos plantas eco-eficientes en todos los escenarios evaluados. Los puntajes obtenidos para cada PTAR cambian significativamente entre escenarios, resaltando la importancia de tener en cuenta la incertidumbre en las evaluaciones de desempeño.

Desde una perspectiva política, con este estudio se demuestra que para realizar las evaluaciones de eco-eficiencia de las PTAR es importante tener en cuenta la incertidumbre de los datos. De no tenerse en cuenta la incertidumbre de los datos se obtendrían resultados sesgados impidiendo la identificación de las PTAR cuya eco-eficiencia podría variar significativamente bajo pequeños cambios en las entradas o salidas. Asimismo, el considerar las emisiones de GEI como salidas deseadas y no deseadas permite tener una perspectiva global del desempeño ambiental y económico, permitiendo comprender las actividades e impactos que genera una planta de tratamiento (recursos, desechos y contaminación). Al emplearse el modelo DEA con tolerancias estadísticas y clasificar las PTAR, proporciona a las autoridades de cada región la información necesaria para la toma de decisiones en la implementación de mejoras de productividad, gestión de la eficiencia, la innovación en las PTAR y en el establecimiento de la tarifa de tratamiento y/o manejo de residuos.

## CAPÍTULO 6. CONCLUSIONES GENERALES

---

En este capítulo se presentan las principales conclusiones y el aporte al conocimiento de este trabajo. Además, se proponen algunas recomendaciones para futuras investigaciones. Cada una de las publicaciones resultantes de esta tesis doctoral representa por sí misma un aporte particular en el área.

Esta investigación se centró en proponer mejoras a los métodos que existen para estimar la emisión de  $N_2O$  en PTAR y analizar los diferentes parámetros empleados por cada metodología para conocer la cantidad de N en el agua residual. El problema fue abordado analizando los principales parámetros que definen la emisión de este GEI, y son: el valor de nitrógeno en el agua residual y el factor de emisión. A partir de esta propuesta, se aplicó una evaluación de eco-eficiencia que integra la incertidumbre de los datos y, por primera vez se consideraron emisiones deseadas y no deseadas de  $N_2O$  y  $CH_4$ , además del  $CO_2$  por consumo de electricidad.

Con el análisis realizado en esta tesis doctoral, se ha demostrado que el emplear datos de operación y de funcionamiento de las plantas de tratamiento, permiten tener valores de emisión más cercanos a los valores experimentales.

A partir de los resultados obtenidos se concluye que la emisión directa de  $N_2O$  es 82% más alta que la emisión indirecta, porque la reducción de nitrógeno se considera por tipo de tratamiento utilizado, y por esta razón, el efluente descargado al contener menos nitrógeno produce menos emisión en el medio receptor natural. Se debe tener en cuenta que, independientemente de si el tratamiento es de tipo secundario o terciario, hay una reducción mínima de nutrientes (30-40% del N de entrada) que no era previamente considerado en plantas de tipo tradicional (sin eliminación de nutrientes) y que es importante de examinar para una estimación correcta de la emisión de  $N_2O$  en el cuerpo receptor natural.

Contar con este método para estimar el  $N_2O$  en PTAR, permite tener una visión precisa de la emisión y disminuye la incertidumbre. A partir de esta propuesta se contribuye a realizar inventarios nacionales de emisión de  $N_2O$  en plantas de tratamiento, que no solo den un grado de magnitud en la producción de este GEI, sino una emisión que contemple cambios y variaciones en las entradas y salidas de cada planta. Cuando no exista la posibilidad de realizar una campaña de medición in situ, se recomienda utilizar los valores de entrada de TN a la planta para conocer la cantidad variable de nitrógeno en el sistema y poder calcular la emisión de  $N_2O$ .

El análisis de sensibilidad realizado en este trabajo doctoral a los factores de emisión de  $N_2O$  reportados en la literatura, demostró que son valores con gran variabilidad y de un nivel bajo de confianza en la validación de hasta 42.48% con cada metodología. Además, se identificó que los factores de emisión utilizados por el IPCC en 2006 y por otras metodologías, presentan un bajo nivel de confianza de hasta el 1.3%, provocando una subestimación de la emisión de  $N_2O$ . El intervalo mínimo sugerido de los factores de emisión de  $N_2O$  debe aumentarse de 0.0005 a 0.03  $kg N_2O-N/kg N$ . Estos criterios pueden considerarse en un diseño de análisis, para obtener un

Nivel 2 y reducir la incertidumbre en la estimación de N<sub>2</sub>O en PTAR. Para futuros trabajos se sugieren se incorporen como buena práctica los factores de emisión específicos de cada país o área climática, así como los datos de actividad de las PTAR de cada región.

Otra propuesta innovadora introducida en esta tesis es la inclusión de la emisión de N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub> al aplicar una evaluación de eco-eficiencia en una PTAR. La metodología para estimar N<sub>2</sub>O propuesta en esta tesis doctoral, es una forma práctica de reducir la incertidumbre al cuantificar la emisión, e incluirla en la evaluación de eco-eficiencia en PTAR. De esta manera la evaluación de eco-eficiencia es más integrada, y considera los impactos evitados y generados del tratamiento de aguas residuales. El incluir estos GEI en la evaluación proporciona a las autoridades de cada región las pautas necesarias para la toma de decisiones en temas de mejoras, gestión e innovación de las PTAR. Se ha demostrado a partir de los resultados obtenidos, que el no incluir estos GEI a la evaluación, le resta eficiencia ambiental a las PTAR. El utilizar los principios de eco-eficiencia en las instalaciones de tratamiento permite hacerlas más rentables y competitivas, ya que de esta manera se usarán menos recursos, se generarán menos desechos y contaminación.

En resumen, hemos encontrado que la propuesta para estimar la emisión de N<sub>2</sub>O en plantas de tratamiento e integrarla junto a la emisión de CH<sub>4</sub> en la evaluación de eco-eficiencia, es una forma novedosa y útil de evaluar el desempeño económico y ambiental de las plantas de tratamiento que se rigen bajo un mismo estándar de cumplimiento.

Cada una de las metodologías y estudios que se han realizado para comprender y estimar la emisión de N<sub>2</sub>O en PTAR se rigen por criterios y consideraciones específicas, empleando diferentes parámetros para conocer el valor de nitrógeno contenido en el agua residual. Los parámetros que suelen utilizarse son valores estadísticos o datos operacionales de cada planta de tratamiento.

Se recomienda emplear valores operacionales de las PTAR, que contemplen todas las formas del nitrógeno presentes en el agua residual, para estimar la emisión de N<sub>2</sub>O cuando no es posible realizar una campaña in situ. De esta manera se tomarán en cuenta las variaciones diurnas y espaciales de la emisión, la configuración de la planta y el tipo de tratamiento que se aplica. Las campañas de medición en PTAR, se realizan sin un manual de buenas prácticas para estimar N<sub>2</sub>O, tienen diferentes duraciones de tiempo y las muestras se obtienen desde diferentes puntos de muestreo, por lo cual resulta difícil su comparación de resultados.

Las evaluaciones de eco-eficiencia deben incluir como parte de las salidas del proceso, las emisiones de GEI, no solo el CO<sub>2</sub> por consumo de electricidad, sino también el CH<sub>4</sub> y el N<sub>2</sub>O. El integrar a la evaluación la emisión de GEI que se evita como parte del tratamiento de aguas residuales, es parte clave para conocer el desempeño y funcionamiento de cada instalación. Las evaluaciones de eco-eficiencia hasta ahora realizadas no presentan una visión global de los beneficios o deficiencias de las PTAR, ya que solo incluyen los costes de operación y la reducción de contaminantes que se aplica, sin contabilizar todos los impactos generados y evitados con el tratamiento. La emisión de N<sub>2</sub>O en PTAR es primordial de incluir en las evaluaciones de eco-eficiencia, al ser un gas altamente sensible, con un PCG tan potente, y al querer reducir su presencia en el medio ambiente a través del tratamiento de aguas residuales.

La metodología propuesta en este trabajo puede verse afectada por la escasa o nula información de los datos de operación en las entradas y salidas de las plantas de tratamiento, por lo cual se recomienda conocer el funcionamiento y las condiciones técnicas de las PTAR, así como también disponer de bases de datos completas en los sitios de estudio.

En cuanto a futuras líneas de investigación, se propone obtener factores de emisión de  $N_2O$  calculados a partir de mediciones realizadas en las PTAR de cada zona de estudio, y aplicarlos en la metodología descrita en este documento, que considera un factor de emisión obtenido del análisis de sensibilidad de los factores de emisión encontrados en la literatura.

Para futuras investigaciones, se recomienda hacer énfasis en comprender la emisión de  $N_2O$  que se genera en el ambiente natural donde se descarga el efluente (crudo o parcialmente tratado); proponer mejoras a los métodos que existen para estimar la emisión de  $N_2O$  del efluente, considerando las condiciones diurnas y espaciales del medio. Además, se requiere de un método internacional estandarizado para la obtención de factores de emisión confiables, donde se establezca la duración de la campaña, el tipo de muestreo (continuo/discontinuo), el tipo de muestra a tomar (líquido/gas) y los puntos seleccionados para el análisis y muestreo.

En conclusión, dado el carácter teórico de esta tesis, el campo de la emisión de  $N_2O$  en PTAR sigue siendo un área interesante a explorar en busca de soluciones, nuevos debates, ideas y estrategias de estimación y mitigación.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

---

Abel, K., Eggleston, S. and Pullus, T. (2000) *IPCC Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. Chapter 6: Quantifying Uncertainties in Practice*.

Ahn, J. H. *et al.* (2010) 'N<sub>2</sub>O Emissions from Activated Sludge Processes, 2008-2009: Results of a National Monitoring Survey in the United States', *Environ. Sci. Technol.*, 44, pp. 4505–4511. doi: 10.1021/es903845y.

AMB (2016) *Datos Estadísticos, ÀREA METROPOLITANA DE BARCELONA*. Available at: [http://www.amb.cat/es/web/medi-ambient/aigua/instalacions-i-equipaments/llicitat?p\\_p\\_id=EquipamentSearchListPortlet\\_WAR\\_AMBSearchPortletportlet&p\\_p\\_lifecycle=1&p\\_p\\_state=normal&\\_EquipamentSearchListPortlet\\_WAR\\_AMBSearchPortletportlet\\_pageNum=1&\\_EquipamentS](http://www.amb.cat/es/web/medi-ambient/aigua/instalacions-i-equipaments/llicitat?p_p_id=EquipamentSearchListPortlet_WAR_AMBSearchPortletportlet&p_p_lifecycle=1&p_p_state=normal&_EquipamentSearchListPortlet_WAR_AMBSearchPortletportlet_pageNum=1&_EquipamentS) (Accessed: 15 May 2016).

Baresel, C. *et al.* (2016) 'Comparison of nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emissions calculations at a Swedish wastewater treatment plant based on water concentrations versus off-gas concentrations', *Advances in Climate Change Research*, pp. 185–191. doi: 10.1016/j.accre.2016.09.001.

Beltrán-Esteve, M., Reig-Martínez, E. and Estruch-Guitart, V. (2017) 'Assessing eco-efficiency: A metafrontier directional distance function approach using life cycle analysis', *Environmental Impact Assessment Review*, 63, pp. 116–127. doi: 10.1016/j.eiar.2017.01.001.

Boscá, J. E. *et al.* (2011) 'Ranking decision making units by means of soft computing DEA models', *International Journal of Uncertainty, Fuzziness and Knowledge-Based Systems*. World Scientific Publishing Company, 19(1), pp. 115–134. doi: 10.1142/S0218488511006915.

Burgess, J. E. *et al.* (2002) 'Dinitrogen oxide production by a mixed culture of nitrifying bacteria during ammonia shock loading and aeration failure', *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, 29(6), pp. 309–313. doi: 10.1038/sj.jim.7000286.

Cadwallader, A. *et al.* (2017) 'Incorporating Uncertainty into Future Estimates of Nitrous Oxide Emissions from Wastewater Treatment', *Journal of Environmental Engineering*, 143(8), pp. 1–10. doi: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001231.

Caiado, R. G. G. *et al.* (2017) 'Towards sustainable development through the perspective of eco-efficiency - A systematic literature review', *Journal of Cleaner Production*. Elsevier Ltd, pp. 890–904. doi: 10.1016/j.jclepro.2017.07.166.

CH2M HILL (2007) *Discussion Paper for a Wastewater Treatment Plant Sector Greenhouse Gas Emissions Reporting Protocol, California Wastewater Climate Group and Bay Area Clean Water Agencies*. Oakland, California. Available at: <http://scap1.org/Air Reference Library/070903 Final WWTP Emissions Discussion Paper.pdf>.

Charnes, A., Cooper, W. and Rhodes, E. (1978) 'Measuring the efficiency of decision making units', *Company European Journal of Operational Research*, 2, pp. 429–444.

Chen, X., Ni, B. J. and Sin, G. (2019) 'Nitrous oxide production in autotrophic nitrogen removal granular sludge: A modeling study', *Biotechnology and Bioengineering*. John Wiley and Sons Inc., 116(6), pp. 1280–1291. doi: 10.1002/bit.26937.

Chiu, Y. C. and Chung, M. S. (2000) 'BNP test to evaluate the influence of C/N ratio on N<sub>2</sub>O production in biological denitrification', in *Water Science and Technology*. Int Water Assoc, pp. 23–27. doi: 10.2166/wst.2000.0354.

Van Cleemput, O. (1998) 'Subsoils: Chemo- and biological denitrification, N<sub>2</sub>O and N<sub>2</sub> emissions', in *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. Springer Netherlands, pp. 187–194. doi: 10.1023/a:1009728125678.

Colomer-Mendoza, F. J. *et al.* (2010) 'Opciones de valorización de lodos de distintas estaciones depuradoras de aguas residuales', *Ingeniería*, 14(3), pp. 177–190.

CONAGUA (2016) *Situación del Subsector Agua Potable, Drenaje y Saneamiento, Edición 2016*. Ciudad de Mexico. Available at: [www.gob.mx/semarnat](http://www.gob.mx/semarnat).

Cooper, W. W., Seiford, L. M. and Tone, K. (2007) *Data envelopment analysis: A comprehensive text with models, applications, references and DEA-solver software: Second edition, Data Envelopment Analysis: A Comprehensive Text with Models, Applications, References and DEA-Solver Software: Second Edition*. Springer US. doi: 10.1007/978-0-387-45283-8.

Corominas, L. *et al.* (2010) *Minimising Overall Greenhouse Gas Emissions from Wastewater Treatment Plants by Implementing Automatic Control, Proceedings 7th IWA Leading-Edge Conference on Water and Wastewater Technologies. Phoenix, AZ, USA, June 2–4, 2010*. Available at: <http://biomath.ugent.be/~peter/ftp/pvr912.pdf%5Chttp://modeleau.fsg.ulaval.ca/fileadmin/modелеau/documents/Publications/pvr912.pdf>.

Corominas, L. *et al.* (2012) 'Comparison of different modeling approaches to better evaluate greenhouse gas emissions from whole wastewater treatment plants', *Biotechnology and Bioengineering*, 109(11), pp. 2854–2863. doi: 10.1002/bit.24544.

Czepiel, P., Crill, P. and Harriss, R. (1995) 'Nitrous Oxide Emissions from Municipal Wastewater Treatment', *Environmental Science & Technology*. American Chemical Society, 29(9), pp. 2352–2356. doi: 10.1021/es00009a030.

Daelman, M. R. J., De Baets, B., *et al.* (2013) 'Influence of sampling strategies on the estimated nitrous oxide emission from wastewater treatment plants', *Water Research*, 47, pp. 3120–3130. doi: 10.1016/j.watres.2013.03.016.

Daelman, M. R. J., Van Voorthuizen, E. M., *et al.* (2013) 'Methane and nitrous oxide emissions from municipal wastewater treatment-results from a long-term study', *Water Science and Technology*, 67.10, p. 2350. doi: 10.2166/wst.2013.109.

Daelman, M. R. J. *et al.* (2015) 'Seasonal and diurnal variability of N<sub>2</sub>O emissions from a full-scale municipal wastewater treatment plant', *Science of the Total Environment*, 536, pp. 1–11. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.06.122.

Das, S. (2011) *Scholarship at UWindsor Estimation of Greenhouse Gases Emissions from Biological Wastewater Treatment Plants at Windsor*. University of Windsor. Available at: <https://scholar.uwindsor.ca/cgi/viewcontent.cgi?article=1076&context=etd>.

Delre, A., Mønster, J. and Scheutz, C. (2017) 'Greenhouse gas emission quantification from wastewater treatment plants, using a tracer gas dispersion method', *Science of The Total Environment*. Elsevier, 605–606, pp. 258–268. doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2017.06.177.

Doorn, M. R. . and Liles, D. S. (1999) *Quantification of methane emissions and discussion of Nitrous oxide, and ammonia emissions from septic tanks, latrines and stagnant open sewers in the world*. EPA. Available at: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/40001LAG.TXT?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=1995+Thru+1999&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&IntQFieldO>

p=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=.

Duan, J. *et al.* (2015) 'Characterization of a halophilic heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacterium and its application on treatment of saline wastewater', *Bioresource Technology*. Elsevier Ltd, 179, pp. 421–428. doi: 10.1016/j.biortech.2014.12.057.

Duncan, M. (2003) 'Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries', *Earthscan*. London, p. 1.

Dyson, R. G. and Shale, E. A. (2010) 'Data Envelopment Analysis, Operational Research and Uncertainty', *The Journal of the Operational Research Society*. Palgrave Macmillan Journals/Operational Research Society, pp. 25–34. doi: 10.2307/40540225.

Eijo-Río, E. *et al.* (2015) 'Municipal sewer networks as sources of nitrous oxide, methane and hydrogen sulphide emissions: A review and case studies', *Journal of Environmental Chemical Engineering*. Elsevier B.V., 3(3), pp. 2084–2094. doi: 10.1016/j.jece.2015.07.006.

Eusebi, A. L. *et al.* (2017) 'Production of Greenhouse Gases from Biological Activated Sludge Processes: N<sub>2</sub>O Emission Factors and Influences of the Sampling Methodology', *Springer International Publishing*. doi: 10.1007/978-3-319-58421-8\_67.

Facultad de Ciencias, N. y D. (2019) *Guía de Alimentación y Salud UNED: Guía de nutrición & La composición de los alimentos & Proteínas, UNED*. Available at: [https://www2.uned.es/pea-nutricion-y-dietetica-I/guia/guia\\_nutricion/compo\\_proteinas.htm](https://www2.uned.es/pea-nutricion-y-dietetica-I/guia/guia_nutricion/compo_proteinas.htm) (Accessed: 19 July 2019).

FAO (2015) *Proteins-Security-Statistics*, FAO. Available at: [http://faostat3.fao.org/download/D/\\*S](http://faostat3.fao.org/download/D/*S) (Accessed: 30 May 2016).

FAO (2019) *Food consumption*, FAO. Available at: <http://www.fao.org/search/es/?cx=018170620143701104933%3Aqq82jsfba7w&q=protein+consumption&cof=FORID%3A9&siteurl=www.fao.org%2Fhome%2Fes%2F&ref=www.google.com%2F&ss=7046j4174570j19> (Accessed: 13 March 2019).

Farrell, A. E. *et al.* (2005) *RESEARCH ROADMAP FOR GREENHOUSE GAS INVENTORY METHODS*, California Energy Commission. California. Available at: <http://www.energy.ca.gov/2005publications/CEC-500-2005-097/CEC-500-2005-097.PDF>.

Foley, J. *et al.* (2010) 'Nitrous oxide generation in full-scale biological nutrient removal wastewater treatment plants', *Water Research*. Elsevier Ltd, 44(3), pp. 831–844. doi: 10.1016/j.watres.2009.10.033.

Fujii, H., Managi, S. and Matousek, R. (2014) 'Indian bank efficiency and productivity changes with undesirable outputs: A disaggregated approach', *Journal of Banking & Finance*, 38, pp. 41–50. doi: 10.1016/j.jbankfin.2013.09.022.

García Besné, A. *et al.* (2018) 'A methodological framework of eco-efficiency based on fuzzy logic and Life Cycle Assessment applied to a Mexican SME', *Environmental Impact Assessment Review*, 68, pp. 38–48. doi: 10.1016/j.eiar.2017.10.008.

GDRC (2019) *Sustainability Concepts: Eco-efficiency*, Global Development Research Center. Available at: <http://www.gdrc.org/sustdev/concepts/04-e-effi.html> (Accessed: 17 February 2020).

Gémar, G. *et al.* (2018) 'Assessing changes in eco-productivity of wastewater treatment plants: The role of costs, pollutant removal efficiency, and greenhouse gas emissions', *Environmental Impact Assessment Review*. Elsevier, 69, pp. 24–31. doi: 10.1016/J.EIAR.2017.11.007.

Generalitat de Catalunya (2020) *Emisiones de GEI a Cataluña. Cambio climático, GENCAT*. Available at: [https://canviclimatic.gencat.cat/es/canvi/inventaris/emissions\\_de\\_geh\\_a\\_catalunya/](https://canviclimatic.gencat.cat/es/canvi/inventaris/emissions_de_geh_a_catalunya/)

(Accessed: 24 August 2020).

Georgopoulou, A. *et al.* (2014) *Eco-efficiency assessment in the agricultural sector: The case of fresh form tomato crop in Phthiotida* *Eco-efficiency assessment in the agricultural sector: The case of fresh form tomato crop in Phthiotida*.

GHG Protocol (2014) *GHG Protocol Scope 2 Guidance. An amendment to the GHG Protocol Corporate Standard*.

Gómez, T. *et al.* (2018) ‘Measuring the eco-efficiency of wastewater treatment plants under data uncertainty’, *Journal of Environmental Management*, 226, pp. 484–492. doi: 10.1016/j.jenvman.2018.08.067.

Gruber, W. *et al.* (2020) ‘N<sub>2</sub>O emission in full-scale wastewater treatment: Proposing a refined monitoring strategy’, *Science of the Total Environment*, 699(134157), p. 9. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.134157.

Gupta, D. and Singh, S. K. (2012) ‘Greenhouse Gas Emissions from Wastewater Treatment Plants: A Case Study of Noida’, *Journal of Water Sustainability*, 2(2), pp. 131–139.

Hanaki, K., Hong, Z. and Matsuo, T. (1992) ‘Production of nitrous oxide gas during denitrification of wastewater’, *Water Science and Technology*. IWA Publishing, 26(5–6), pp. 1027–1036. doi: 10.2166/wst.1992.0544.

Heffernan, B., Blanc, J. and Spanjers, H. (2012) ‘Evaluation of greenhouse gas emissions from municipal UASB sewage treatment plants’, *Journal of Integrative Environmental Sciences*, (May 2013), pp. 1–11. doi: 10.1080/1943815X.2012.696546.

Hreiz, R., Latifi, M. A. and Roche, N. (2015) ‘Optimal design and operation of activated sludge processes: State-of-the-art’, *Chemical Engineering Journal*, 281, pp. 900–920. doi: 10.1016/j.cej.2015.06.125.

Hu, W., Tian, J. and Chen, L. (2019) ‘Greenhouse gas emission by centralized wastewater treatment plants in Chinese industrial parks: Inventory and mitigation measures’, *Journal of Chemistry*, 225, pp. 883–897. doi: 10.1016/j.jclepro.2019.03.311.

Huppel, G. and Ishikawa, M. (2007) ‘An introduction to quantified eco-efficiency analysis’, in *Quantified Eco-Efficiency*. Springer, Dordrecht, pp. 1–38. doi: 10.1007/1-4020-5399-1\_1.

Hwang, K.-L., Bang, C.-H. and Zoh, K.-D. (2016) ‘Characteristics of methane and nitrous oxide emissions from the wastewater treatment plant’, *Bioresource Technology*. Elsevier Ltd, 214, pp. 881–884. doi: 10.1016/j.biortech.2016.05.047.

Hynes, R. K. and Knowles, R. (1984) ‘Production of nitrous oxide by *Nitrosomonas europaea*: Effects of acetylene, pH, and oxygen’, *Canadian Journal of Microbiology*, 30(11), pp. 1397–1404. doi: 10.1139/m84-222.

INECC (2015) *Inventario Nacional de Emisiones de Gases y Compuestos de Efecto Invernadero / Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático | Gobierno | gob.mx, Gobierno de México*. Available at: <https://www.gob.mx/inecc/acciones-y-programas/inventario-nacional-de-emisiones-de-gases-y-compuestos-de-efecto-invernadero> (Accessed: 24 August 2020).

INEGI (2015) *México en Cifras, INEGI*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. INEGI. Available at: <https://www.inegi.org.mx/app/areasgeograficas/?ag=09> (Accessed: 13 March 2019).

IPCC (1996) *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories*.

IPCC (2006) ‘Capítulo 6: Tratamiento y eliminación de aguas residuales’, in *Volumen 5: Desechos*, p. 31. Available at: [http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/pdf/5\\_Volume5/V5\\_6\\_Ch6\\_Wastewater.pdf](http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/pdf/5_Volume5/V5_6_Ch6_Wastewater.pdf) (Accessed:

15 March 2016).

IPCC (2013) *Climate Change 2007 The Physical Science Basis, Working Group I*. doi: 10.1017/CBO9781107415324.004.

IPCC (2015a) *Fifth Assessment Report - Synthesis Report by IPCC - issue, IPCC*. Available at: [https://issuu.com/unipcc/docs/syr\\_ar5\\_final\\_full\\_wcover](https://issuu.com/unipcc/docs/syr_ar5_final_full_wcover) (Accessed: 15 January 2020).

IPCC (2015b) *Informe de síntesis*. Available at: [https://www.ipcc.ch/report/ar5/syr/index\\_es.shtml](https://www.ipcc.ch/report/ar5/syr/index_es.shtml).

IPCC (2019) 'Chapter 6: Wastewater treatment and discharge', in *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, p. 72.

IPCC (2020) *Climate Change and Land. An IPCC Special Report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*. Available at: <https://www.ipcc.ch/srccl/chapter/summary-for-policymakers/> (Accessed: 21 August 2020).

Jungdorf, S. *et al.* (2017) 'EL PRECIO DEL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES', *3.er Congreso Nacional AMICA*, p. 3. Available at: <http://www.cepep.gob.mx/es/CEPEP/Materiales#Metodologias> (Accessed: 10 February 2020).

Kampschreur, M. J. *et al.* (2008) 'Effect of Dynamic Process Conditions on Nitrogen Oxides Emission from a Nitrifying Culture', *Environ. Sci. Technol.*, 42, pp. 429–435. doi: 10.1021/es071667p.

Kampschreur, M. J. *et al.* (2009) 'Nitrous oxide emission during wastewater treatment', *Water Research*, 43, pp. 4093–4103. doi: 10.1016/j.watres.2009.03.001.

Koopmans, T. (1951) *Activity analysis of production and allocation*. New York: John Wiley & Sons. Available at: <https://www.iberlibro.com/Activity-analysis-production-allocation-Proceedings-Conference/30328300413/bd> (Accessed: 17 August 2020).

Kosonen, H. *et al.* (2016) 'Nitrous Oxide Production at a Fully Covered Wastewater Treatment Plant: Results of a Long-Term Online Monitoring Campaign', *American Chemical Society*, 50, pp. 5547–5554. doi: 10.1021/acs.est.5b04466.

Koutsou, O. P., Gatidou, G. and Stasinakis, A. S. (2018) 'Domestic wastewater management in Greece: Greenhouse gas emissions estimation at country scale', *Journal of Cleaner Production*. Elsevier, 188, pp. 851–859. doi: 10.1016/J.JCLEPRO.2018.04.039.

Kyung, D. *et al.* (2015) 'Estimation of greenhouse gas emissions from a hybrid wastewater treatment plant', *Journal of Cleaner Production*. Elsevier Ltd, 95, pp. 117–123. doi: 10.1016/j.jclepro.2015.02.032.

Lara González, S. A. (2003) *Estimación de Emisiones de Gases con Efecto Invernadero, Provenientes del Tratamiento de Aguas Servidas en la Región Metropolitana*. Universidad de Chile. Available at: <http://mgpa.forestaluchile.cl/Tesis/Lara,Scarlett.pdf>.

Lara, S. and Préndez, M. (2003) 'Aguas Servidas de la región Metropolitana como fuente de gases de efecto Invernadero', in *Chile*, p. 12. Available at: [https://www.researchgate.net/profile/Margarita\\_Prendez/publication/242664006\\_XV\\_CONGRESO\\_DE\\_INGENIERIA\\_SANITARIA\\_Y\\_AMBIENTAL\\_AIDIS-CHILE/links/0046352bc48c832ed1000000/XV-CONGRESO-DE-INGENIERIA-SANITARIA-Y-AMBIENTAL-AIDIS-CHILE.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Margarita_Prendez/publication/242664006_XV_CONGRESO_DE_INGENIERIA_SANITARIA_Y_AMBIENTAL_AIDIS-CHILE/links/0046352bc48c832ed1000000/XV-CONGRESO-DE-INGENIERIA-SANITARIA-Y-AMBIENTAL-AIDIS-CHILE.pdf).

Lasso, A. (2006) *Cámaras estáticas para la estimación de gases de efecto invernadero en lagunas de estabilización para el tratamiento de aguas residuales domésticas*.

Law, Y. *et al.* (2012) 'Nitrous oxide emissions from wastewater treatment processes',

- Philosophical Transactions of The Royal Society B*, pp. 1265–1277. doi: 10.1098/rstb.2011.0317.
- Lerche, I. and Mudford, B. S. (2005) ‘How Many Monte Carlo Simulations Does one Need to do?’, *ENERGY EXPLORATION & EXPLOITATION*, 23, pp. 405–427.
- Lexmond, M. J. and Zeeman Grietje (1995) *POTENCIAL OF CONTROLLED ANAEROBIC WASTEWATER TREATMENT IN ORDER TO REDUCE THE GLOBAL EMISSIONS OF METHANE AND CARBON DIOXIDE*. Netherlands.
- Limón, J. G. (2013) *Los lodos de las plantas de tratamiento de aguas residuales, ¿problema o recurso?*, *Academia de Ingeniería México*. Guadalajara, Jalisco. Available at: <http://www.ai.org.mx/presentacion/los-lodos-de-las-plantas-de-tratamiento-de-aguas-residuales-¿problema-o-recurso>.
- Lorenzo-Toja, Y. *et al.* (2015) ‘Eco-efficiency analysis of Spanish WWTPs using the LCA þ DEA method’, *Water Research*, 68, pp. 651–666. doi: 10.1016/j.watres.2014.10.040.
- Mannina, G. *et al.* (2016) ‘Greenhouse gases from wastewater treatment - A review of modelling tools’, *Science of the Total Environment*, 551–552, pp. 254–270. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.01.163.
- Martopoulou, A. and Komninos, N. (2019) ‘The Effect of Solar Energy on the Environmental Impacts and Sustainability of Food Industry’, *Journal of Environmental Accounting and Management*. L&H Scientific Publishing, LLC, 7(3), pp. 303–321. doi: 10.5890/jeam.2019.09.005.
- Massara, T. M. *et al.* (2017) ‘A review on nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emissions during biological nutrient removal from municipal wastewater and sludge reject water’, *Science of the Total Environment*, 596–597, pp. 106–123.
- Massara, T. M. *et al.* (2018) ‘Development of an ASM2d-N<sub>2</sub>O model to describe nitrous oxide emissions in municipal WWTPs under dynamic conditions’, *Chemical Engineering Journal*. Elsevier, 335, pp. 185–196. doi: 10.1016/J.CEJ.2017.10.119.
- Metcalf & Eddy, G. *et al.* (2014a) *Wastewater engineering : treatment and resource recovery*. 5th ed. New York [etc.]: McGraw-Hill. Available at: [http://catalog.upc.edu/record=b1444219~S1\\*cat](http://catalog.upc.edu/record=b1444219~S1*cat) (Accessed: 20 November 2017).
- Metcalf & Eddy, G. *et al.* (2014b) *Wastewater Engineering. Treatment and Resource Recovery*. 5th ed. New York [etc.]: McGraw-Hill. Available at: [http://catalog.upc.edu/record=b1444219~S1\\*cat](http://catalog.upc.edu/record=b1444219~S1*cat).
- Metcalf & Eddy, I. *et al.* (2003a) *Wastewater Engineering : Treatment, Disposal, Reuse*. 4th ed. New York [etc.]: McGraw-Hill. Available at: [http://catalog.upc.edu/record=b1444219~S1\\*cat](http://catalog.upc.edu/record=b1444219~S1*cat) (Accessed: 20 November 2017).
- Metcalf & Eddy, I. *et al.* (2003b) *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*. 4th edn. New York: McGraw-Hill. Available at: [www.mhhe.com](http://www.mhhe.com) (Accessed: 11 January 2019).
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (2018) *FACTORES DE EMISIÓN REGISTRO DE HUELLA DE CARBONO, COMPENSACIÓN Y PROYECTOS DE ABSORCIÓN DE DIÓXIDO DE CARBONO*.
- Molinos-Senante, M., Donoso, G. and Sala-Garrido, R. (2016) ‘Assessing the efficiency of Chilean water and sewerage companies accounting for uncertainty’, *Environmental Science and Policy*, 61, pp. 116–123. doi: 10.1016/j.envsci.2016.04.003.
- Molinos-Senante, M., Sala-Garrido, R. and Hernandez-Sancho, F. (2016) ‘Development and application of the Hicks-Moorsteen productivity index for the total factor productivity assessment of wastewater treatment plants’, *Journal of Cleaner Production*, 112, pp. 3116–3123. doi:

10.1016/j.jclepro.2015.10.114.

Monastyrenko, E. (2017) 'Eco-efficiency outcomes of mergers and acquisitions in the European electricity industry', *Energy Policy*. Elsevier Ltd, 107, pp. 258–277. doi: 10.1016/j.enpol.2017.04.030.

Myhre, G. *et al.* (2013) *Anthropogenic and Natural Radiative Forcing: In Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. doi: 10.1017/CBO9781107415324.018.

van Niel, E. *et al.* (1993) 'Competition between heterotrophic and autotrophic nitrifiers for ammonia in chemostat cultures', *FEMS microbiology ecology*, 102(2), pp. 109–118. Available at: <https://core.ac.uk/download/pdf/208085395.pdf> (Accessed: 26 August 2020).

Nolasco, D. A. (2010) 'Desarrollo de proyectos MDL en plantas de tratamiento de aguas residuales', *Banco Interamericano de Desarrollo*, p. 103. Available at: <https://publications.iadb.org/handle/11319/5506>.

Noyola, A. *et al.* (2012) 'Typology of Municipal Wastewater Treatment Technologies in Latin America', *Clean - Soil, Air, Water*, 40(9), pp. 926–932. doi: 10.1002/clen.201100707.

Noyola, A. *et al.* (2018) 'Methane correction factors for estimating emissions from aerobic wastewater treatment facilities based on field data in Mexico and on literature review', *Science of the Total Environment*. The Authors, 639, pp. 84–91. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.111.

Otte, S. *et al.* (1996) 'Nitrous oxide production by *Alcaligenes faecalis* under transient and dynamic aerobic and anaerobic conditions', *Applied and Environmental Microbiology*, 62(7), pp. 2421–2426. Available at: <https://repository.tudelft.nl/islandora/object/uuid%3Afc7f1463-94f0-49c3-83d0-44081a473048> (Accessed: 26 August 2020).

Paredes, M. G. *et al.* (2015) 'Methane emissions from stabilization ponds for municipal wastewater treatment in Mexico', *Journal of Integrative Environmental Sciences*, 12, pp. 139–153. Available at: <https://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/1943815X.2015.1110185?needAccess=true> (Accessed: 5 October 2019).

Paredes, M. G. *et al.* (2019) 'Methane emissions from anaerobic sludge digesters in Mexico: On-site determination vs. IPCC Tier 1 method', *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V., 656, pp. 468–474. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.11.373.

Parra Z, R., Apaza M, G. and Agramont A, A. (2010) 'Estimacion De Factores De Emision De Gases De Efecto Invernadero En Una Planta De Tratamiento De Aguas Residuales', *Revista Boliviana de Química*, 27(2), pp. 81–87.

Ramírez-Melgarejo, M. *et al.* (2020) 'Analysis of Empirical Methods for the Quantification of N<sub>2</sub>O Emissions in Wastewater Treatment Plants: Comparison of Emission Results Obtained from the IPCC Tier 1 Methodology and the Methodologies that Integrate Operational Data', *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V., 747, p. 141288. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.141288.

Ramírez-Melgarejo, M., Gassó-Domingo, S. and Güereca, L. P. (2019) 'Evaluation of N<sub>2</sub>O Emissions in Wastewater Treatment Systems: a Comparative Analysis of Emission Between Case Studies of Developed and Developing Countries', *Water, Air, and Soil Pollution*. Water, Air, & Soil Pollution, 230(42). doi: 10.1007/s11270-019-4086-0.

Ren, J. and Liang, H. (2017) 'Multi-criteria group decision-making based sustainability measurement of wastewater treatment processes', *Environmental Impact Assessment Review*, 65, pp. 91–99. doi: 10.1016/j.eiar.2017.04.008.

Rodriguez-Garcia, G. *et al.* (2012) 'A methodology to estimate greenhouse gases emissions in

Life Cycle Inventories of wastewater treatment plants', *Environmental Impact Assessment Review*. Elsevier Inc., 37, pp. 37–46. doi: 10.1016/j.eiar.2012.06.010.

RTI International (2010) *Greenhouse Gas Emissions Estimation Methodologies for Biogenic Emissions from Selected Source Categories: Solid Waste Disposal Wastewater Treatment Ethanol Fermentation*, U.S. EPA. Washington, DC. Available at: <https://www.epa.gov/air-emissions-factors-and-quantification/greenhouse-gas-emissions-estimation-methodologies-biogenic>.

Sala-Garrido, R., Hernández-Sancho, F. and Molinos-Senante, M. (2012) 'Assessing the efficiency of wastewater treatment plants in an uncertain context: A DEA with tolerances approach', *Environmental Science and Policy*, 18, pp. 34–44. doi: 10.1016/j.envsci.2011.12.012.

Samuelsson, J. *et al.* (2018) 'Optical technologies applied alongside on-site and remote approaches for climate gas emission quantification at a wastewater treatment plant', *Water Research*, 131, pp. 299–309. doi: 10.1016/j.watres.2017.12.018.

Santín, I. *et al.* (2017) 'Control strategies for nitrous oxide emissions reduction on wastewater treatment plants operation', *Water Research*, 125, pp. 466–477. doi: 10.1016/j.watres.2017.08.056.

Schaltegger, S. and Sturm, A. (1989) 'Ecology induced management decision support. Starting points for instrument formation', *University of Basel*.

Scheehle, E. A. and Doorn, M. R. . (2004) *Improvements to the U.S. Wastewater Methane and Nitrous Oxide Emissions Estimates*, U.S. EPA. Washington, DC. Available at: <https://www3.epa.gov/ttnchie1/conference/ei12/green/scheehle.pdf>.

Schulthess, R. V. and Gujer, W. (1996) 'Release of nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) from denitrifying activated sludge: Verification and application of a mathematical model', *Water Research*. Pergamon Press Inc, 30(3), pp. 521–530. doi: 10.1016/0043-1354(95)00204-9.

Schulthess, R. v., Kühni, M. and Gujer, W. (1995) 'Release of nitric and nitrous oxides from denitrifying activated sludge', *Water Research*. Pergamon, 29(1), pp. 215–226. doi: 10.1016/0043-1354(94)E0108-I.

SEMARNAT; CONAGUA (2015) *Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación. Diciembre 2015*. Ciudad de Mexico.

SEMARNAT (2015) 'Características del Acuerdo de París', *SEMARNAT*. Available at: <https://www.gob.mx/semarnat/articulos/caracteristicas-del-acuerdo-de-paris>.

SEMARNAT and CONAGUA (2014) *Situación del Subsector Agua Potable, Drenaje y Saneamiento*. Available at: [www.semarnat.gob.mx](http://www.semarnat.gob.mx).

Shekhar Thakur, I. and Medhi, K. (2019) 'Nitrification and denitrification processes for mitigation of nitrous oxide from waste water treatment plants for biovalorization: Challenges and opportunities', *Bioresour Technol*, 282, pp. 502–513. doi: 10.1016/j.biortech.2019.03.069.

Snip, L. (2010) *Quantifying the greenhouse gas emissions of wastewater treatment plants*. Wageningen University. Available at: <http://edepot.wur.nl/138115>.

Tallec, G. *et al.* (2006) 'Nitrous oxide emissions from secondary activated sludge in nitrifying conditions of urban wastewater treatment plants: Effect of oxygenation level', *Water Research*. Elsevier Ltd, 40(15), pp. 2972–2980. doi: 10.1016/j.watres.2006.05.037.

Thomsen, M. and Lyck, E. (2005) *Emission of CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O from Wastewater Treatment Plants (6B)*, *Water*. Denmark. Available at: [http://www2.dmu.dk/1\\_viden/2\\_publicationer/3\\_arbrapporter/rapporter/ar208.pdf](http://www2.dmu.dk/1_viden/2_publicationer/3_arbrapporter/rapporter/ar208.pdf).

Thörn, M. and Sörensson, F. (1996) 'Variation of nitrous oxide formation in the denitrification basin in a wastewater treatment plant with nitrogen removal', *Water Research*. Pergamon Press Inc, 30(6), pp. 1543–1547. doi: 10.1016/0043-1354(95)00327-4.

Tsolas, I. E. (2010) 'Assessing power stations performance using a DEA-bootstrap approach', *International Journal of Energy Sector Management*. Emerald Group Publishing Limited, 4(3), pp. 337–355. doi: 10.1108/17506221011073833.

U.S. Environmental Protection Agency (2016) *Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990-2014*. Available at: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-04/documents/us-ghg-inventory-2016-main-text.pdf>.

UNFCCC (2015) *United Nations Framework Convention on Climate Change, Acuerdo de París*. Available at: [http://unfccc.int/portal\\_espanol/items/3093.php](http://unfccc.int/portal_espanol/items/3093.php).

United Nations Framework Convention on Climate Change (2017) *Greenhouse Gas Inventory Data - Comparison by Category, UNFCCC*. Available at: [http://di.unfccc.int/comparison\\_by\\_category](http://di.unfccc.int/comparison_by_category) (Accessed: 26 April 2019).

US EPA (2018) *USER'S GUIDE FOR ESTIMATING METHANE AND NITROUS OXIDE EMISSIONS FROM WASTEWATER USING THE STATE INVENTORY TOOL*. Available at: [https://www.epa.gov/sites/production/files/2017-12/documents/wastewater\\_users\\_guide.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/2017-12/documents/wastewater_users_guide.pdf) (Accessed: 28 May 2019).

Varela Moreiras José Manuel Ávila Torres Carmen Cuadrado Vives, G. and Ruiz Moreno Olga Moreiras Tuny, E. (2007) *Valoración de la Dieta Española de acuerdo al Panel de Consumo Alimentario Fundación Española de la Nutrición (FEN) Equipo investigador*. Available at: [https://www.mapa.gob.es/es/alimentacion/temas/consumo-y-comercializacion-y-distribucion-alimentaria/valoracion\\_panel\\_tcm30-104397.pdf](https://www.mapa.gob.es/es/alimentacion/temas/consumo-y-comercializacion-y-distribucion-alimentaria/valoracion_panel_tcm30-104397.pdf) (Accessed: 24 July 2019).

Vasilaki, V. *et al.* (2019) 'A decade of nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) monitoring in full-scale wastewater treatment processes: A critical review', *Water Research*, 161, pp. 392–412. doi: 10.1016/j.watres.2019.04.022.

Yang, F. *et al.* (2018) 'The effects of China's western development strategy implementation on local ecological economic performance', *Journal of Cleaner Production*, 202, pp. 925–933. doi: 10.1016/j.jclepro.2018.08.203.

Zha, J. *et al.* (2020) 'Eco-efficiency, eco-productivity and tourism growth in china: a non-convex metafrontier DEA-based decomposition model', *Journal of Sustainable Tourism*. Routledge, 28(5), pp. 663–685. doi: 10.1080/09669582.2019.1699102.

## ANEXOS

### ANEXO A. RELACIÓN DE PTAR ANALIZADAS EN ESTE ESTUDIO CON SUS RESPECTIVAS CARACTERÍSTICAS Y DATOS OPERATIVOS PARA CUANTIFICAR LA EMISIÓN DE N<sub>2</sub>O

Plantas de Tratamiento	Tipo de tratamiento	Población atendida	Caudal tratado (m <sup>3</sup> /año)	DBO entrada (mg/L)	TN entrada (mg/L)	Porcentaje de eliminación de N, 2015	Porcentaje de eliminación de N, 2016
<b>Área Metropolitana de Barcelona</b>							
<b>Begues</b>	Biológico c/eliminación de nutrientes	6620	330547	287	71	0.81	0.82
<b>Gavà</b>	Biológico c/eliminación de nutrientes	195498	13652120	375	78	0.62	0.72
<b>Besòs</b>	Biológico	1435953	122374422	590	87	0.43	0.43
<b>Prat</b>	Biológico c/eliminación de nutrientes	1155100	88413038	604	93	0.64	0.76
<b>Montcada</b>	Biológico	257939	17591763	379	59	0.26	0.31
<b>Sant Feliu</b>	Biológico c/eliminación de nutrientes	159024	17695866	267	54	0.80	0.80
<b>Vallvidrera</b>	Biológico c/eliminación de nutrientes	4076	263759	228	55	0.89	0.84
<b>Ciudad de México</b>							
<b>Abasolo</b>	Lodos Activos	1728	94608	810	137	n/a	0.53
<b>Acueducto de Guadalupe</b>	A Lodos Activos	27683	1515620	282	54	n/a	0.69
<b>Bosque de las Lomas</b>	Aeración Extendida	11549	632297	256	56	n/a	0.90
<b>Cerro de la Estrella</b>	Lodos Activos c/células anóxicas para la eliminación de nutrientes	754330	41312160	141	30	n/a	0.87
<b>Chapultepec</b>	Lodos Activos	29278	1602975	313	54	n/a	0.94
<b>Ciudad Deportiva</b>	Lodos Activos	54789	2999704	169	38	n/a	0.49
<b>Coyoacán</b>	Lodos Activos	67640	3703272	157	29	n/a	0.88
<b>El Llano</b>	Lodos Activos c/células anóxicas para la eliminación de nutrientes	24860	1361094	308	82	n/a	0.75
<b>Iztacalco</b>	Lodos Activos	3542	193946	271	50	n/a	0.93
<b>La Lupita</b>	Lodos Activos	6768	370548	241	57	n/a	0.95

<b>Parres</b>	Lodos Activos	1140	62441	1046	262	n/a	0.83
<b>Pemex</b>	Lodos Activos	5702	312206	391	68	n/a	0.93
<b>Reclusorio Sur</b>	Lodos Activos	8110	444027	388	100	n/a	0.64
<b>Magdalena Contreras</b>	Lodos Activos	11866	649642	94	24	n/a	0.88
<b>Rosario</b>	Lodos Activos	5178	283509	120	28	n/a	0.88
<b>San Andrés Mixquic</b>	Lodos Activos c/células anóxicas para la eliminación de nutrientes	9533	521921	162	42	n/a	0.85
<b>San Juan de Aragón</b>	Lodos Activos	83013	4544968	191	45	n/a	0.95
<b>San Lorenzo</b>	Aireación a contracorriente	34618	1895314	179	42	n/a	0.43
<b>San Luis Tlaxiátemalco</b>	Lodos Activos	32026	1753402	130	27	n/a	0.93
<b>San Miguel Xicalco</b>	Lodos Activos	2880	157680	705	155	n/a	0.74
<b>San Nicolás Tetelco</b>	Lodos Activos	6941	380009	721	96	n/a	0.96
<b>San Pedro Actopan</b>	Lodos Activos c/células anóxicas para la eliminación de nutrientes	10788	590669	833	154	n/a	0.91
<b>Santa Fe</b>	Lodos Activos c/células anóxicas para la eliminación de nutrientes	31150	1705467	421	72	n/a	0.94
<b>Santa Martha</b>	Lodos Activos c/células anóxicas para la eliminación de nutrientes	5230	286347	192	50	n/a	0.95
<b>Tlatelolco</b>	Lodos Activos	5437	297700	205	53	n/a	0.61

## ANEXO B. MEDICIÓN DEL N<sub>2</sub>O IN SITU

### Anexo B.1 Técnicas de medición de N<sub>2</sub>O en PTAR

En los últimos años se ha empleado la monitorización continua en línea de N<sub>2</sub>O para la cuantificación precisa de las emisiones de N<sub>2</sub>O de los sistemas de tratamiento de aguas residuales. Los tipos de sensores en línea incluyen un *analizador de infrarrojos*, *quimioluminiscencia*, *un transformador de Fourier analizador infrarrojo* y *espectrometría de masas*; siendo el analizador infrarrojo el método más comúnmente utilizado, con un rango de medición de hasta 2000 ppm. Sin embargo, la quimioluminiscencia tiene una mayor sensibilidad con un límite de detección en parte por trillón de niveles (Law *et al.*, 2012).

El factor de emisión de N<sub>2</sub>O se representa típicamente como la relación entre la masa de N<sub>2</sub>O-N emitida (kg N/d) y la cantidad de carga total de nitrógeno Kjeldahl en el influente (kg N/d). En algunos casos, los factores de emisión se representan como la relación entre la masa de N<sub>2</sub>O-N emitida y la cantidad de N eliminada por nitrificación y desnitrificación en la planta de tratamiento. La *masa de N<sub>2</sub>O-N emitida* se calcula a partir de la *concentración de N<sub>2</sub>O medida*, *el caudal del gas fuera de la cámara* y *el área de la sección transversal cubierta*. Para las zonas aireadas, el flujo de gas fuera de la cámara es igual al flujo de aire para la aireación y generalmente se registra en cada planta. Para las zonas no aireadas, el flujo de gas a través de la cámara se puede registrar con un rotámetro (Law *et al.*, 2012).

El flujo de N<sub>2</sub>O se determina mediante la medición de fase líquida. Sin embargo, esto requiere la estimación del coeficiente de transferencia de masa entre las fases líquida y gas, lo que no es una tarea sencilla en plantas a gran escala. En consecuencia, los datos de N<sub>2</sub>O en fase líquida se utilizan principalmente para comprender los procesos de producción y emisión de N<sub>2</sub>O más que para fines de cuantificación. Otros parámetros como pH, OD, temperatura, sólidos suspendidos totales y sólidos suspendidos volátiles se miden a menudo en lugares de muestreo y en el influente de aguas residuales para el balance de masa, análisis de correlación de los flujos de emisión de N<sub>2</sub>O y para el desarrollo del modelo (Law *et al.*, 2012).

Existen algunas investigaciones que abordan la estimación de N<sub>2</sub>O mediante campañas de medición in situ, y describen la técnica y equipos empleados. Eijo-Río y colaboradores (2015) utilizaron un analizador multi-paramétrico (*Servomex 4900*) acoplado a un acondicionador de gas (JCT modelo JCCP114111) para el monitoreo continuo del N<sub>2</sub>O. En los puntos de muestreo de las alcantarillas, el gas se recogió del espacio de cabeza usando un tubo de gas conectado al acondicionador de gas. Una cámara cerrada con un área de 1 m<sup>2</sup> fue conectada al acondicionador de gas en el influente de la PTAR. Parámetros convencionales tales como la cantidad de nitrógeno total, DBO y las concentraciones de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup> Y NO<sub>3</sub><sup>-</sup> fueron medidas en el laboratorio usando procedimientos estándar (Eijo-Río *et al.*, 2015).

Kyung y colaboradores (2015) midieron el gas emitido por cada proceso unitario en la PTAR, que se recogió en una cámara de flujo y se midió usando un cromatógrafo de gases equipado con un detector de captura de electrones para N<sub>2</sub>O. El muestreo y análisis se realizó 10 veces por año. Estos datos se recogieron, promediaron y se usaron para determinar factores de emisión del gas in situ. Los cambios de TN para cada proceso unitario en la PTAR se midieron usando un método colorimétrico (espectrofotómetro visible UV, HS-3300). La eliminación de TN se utilizó como una fuente de contaminantes de N<sub>2</sub>O. El factor de emisión in situ para cada proceso unitario se obtuvo dividiendo las mediciones reales por las remociones de TN para cada proceso unitario. Estos factores se utilizaron para estimar emisiones in situ de N<sub>2</sub>O a partir de reacciones

bioquímicas complejas. Las emisiones de N<sub>2</sub>O se convirtieron en emisiones equivalentes de CO<sub>2</sub> multiplicando su PCG y luego se agregaron para estimar las emisiones totales de GEI en sitio (Kyung *et al.*, 2015).

Hwang y colaboradores (2016) realizaron un estudio en una planta de tratamiento de aguas residuales en Seoul, estimaron las emisiones a partir de un sistema de cámara de flujo portátil, que puede muestrear emisiones gaseosas desde una superficie definida para medir las concentraciones de flujos de diversos gases. La cámara de flujo fue modificada para permitir el cálculo de la diferencia de concentración entre los flujos de entrada y salida, la velocidad de flujo y las áreas cubiertas. La concentración de N<sub>2</sub>O fue medida usando un cromatógrafo de gases con un detector de captura de electrones y unas columnas de acero inoxidable (Hwang, Bang and Zoh, 2016).

## **Anexo B.2 Equipos empleados para de medición de N<sub>2</sub>O in situ**

1. Microsensor tipo Clark – Fase líquida

Mediciones de N<sub>2</sub>O a partir de muestras de agua

2. Servomex 4900 – Fase gas

Monitoreo continuo de emisiones

Necesario sistema de muestreo para captura del gas

3. Cromatógrafo de gases con detector de captura de electrones GC-ECD
4. Cámara estática de flujo

Las muestras de gases han sido realizadas con ayuda de cámaras estáticas, bombas succionadoras y bolsas Tedlar. Los gases recolectados deben ser inyectados a un cromatógrafo usando una jeringa hipodérmica de 1 cm<sup>3</sup> de capacidad. En la **Figura 11**, se muestra un esquema de cámara estática, que consiste de una plataforma flotante de dimensiones aproximadas 48 cm x 48 cm x 50 cm construida con lámina de acrílico transparente, la cámara cúbica no tiene base y en la parte superior se instala un agitador, para lograr la uniformidad del gas dentro de la cámara antes de la toma de muestra. Después de un tiempo – 2 o más días- de acumulación de gases emitidos, del tubo lateral se deben tomar las muestras de gas para su análisis químico (Parra Z, Apaza M and Agramont A, 2010).

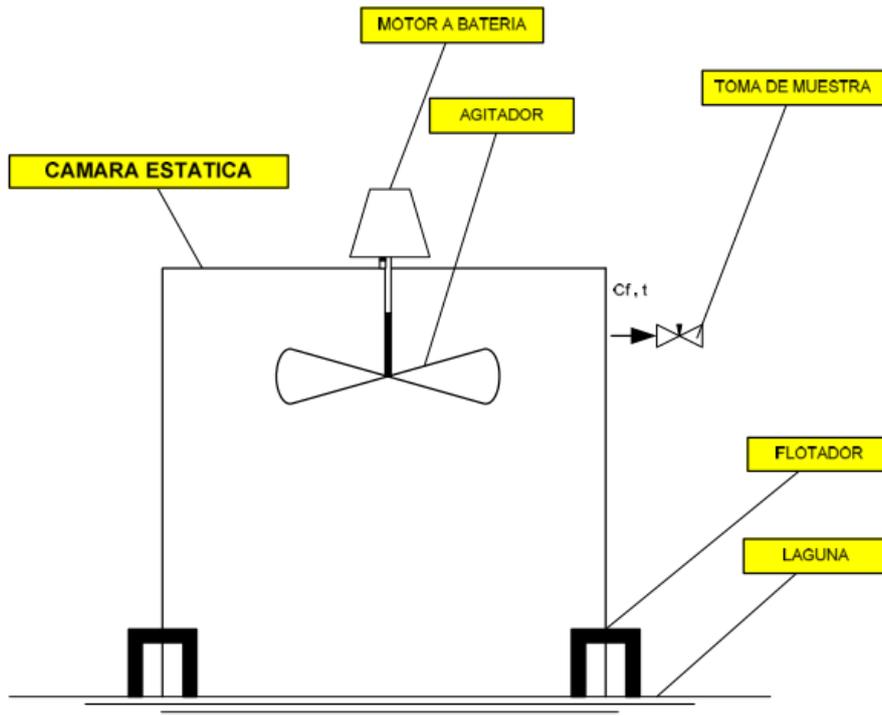


Figura 11. Esquema de sistema de cámara estática flotante (Parra Z, Apaza M and Agramont A, 2010)

Otro tipo de cámara estática (**Figura 12**) que puede emplearse debe ser construida en acrílico de 3 mm de espesor, de igual diámetro y altura, equivalente a 30 cm, con el propósito de establecer sus potenciales diferencias en la estimación de las emisiones de GEI (Lasso, 2006).

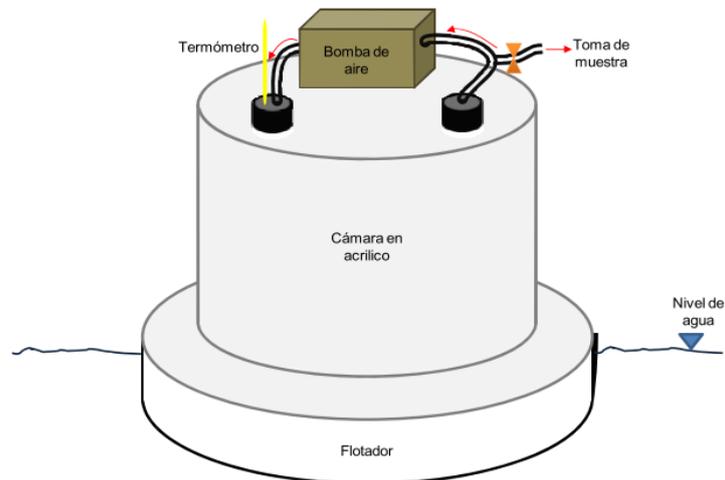


Figura 12. Esquema de cámara estática (Lasso, 2006)

## Anexo B.3 Cotización de equipos para medición de N<sub>2</sub>O in situ

### Anexo B.3.1 Microsensor tipo Clark – Fase líquida



Universitat Politècnica de Catalunya (UPC)



Barcelona,  
Spain  
Att: Mònserrat Ramírez

#### QUOTATION

Number: QUO-04626-P4X2D5  
Accountnumber: 3079  
Your ref:  
Our ref: JFK  
Date: 15. februar 2017

ItemNo	Product	Quantity	Price	Discount %	Sub Total
N2O-R	N2O Minisensor w. Cap	1,00	840,00 €		840,00 €
INSITUAMS2	Shallow-water in situ Micro-sensor Amplifier	1,00	2.590,00 €		2.590,00 €
INSITUCON2	Reuseable Connector for in situ Microsensor	1,00	750,00 €		750,00 €
PS BOX D	Microsensor In Situ Amplifier Box	1,00	2.920,00 €		2.920,00 €
CAL300	Calibration Chamber Incl. pump	1,00	370,00 €		370,00 €
STLOGGER	SensorTrace Logger - freeware	1,00	0,00 €		0,00 €
CIP	Carriage and Insurance Paid	1,00	245,00 €		245,00 €
HANDLING	Packing and Handling	1,00	49,00 €		49,00 €
Total amount excluding VAT					7.764,00 €

By ordering you accept General Terms of Sale and Delivery of Unisense A/S - please refer to [www.unisense.com](http://www.unisense.com)  
All prices are excluding VAT, import duties and taxes.

Payment: Net 30 days  
Expected delivery time: 2 weeks from order acknowledgement  
Quote valid: 2 months

Unisense A/S  
Tueager 1  
DK-8200 Aarhus N  
Denmark

Telephone +45 8944 9500  
Fax +45 8944 9549  
Vat-number DK 33 76 25 93  
Web [www.unisense.com](http://www.unisense.com)  
E-Mail [sales@unisense.com](mailto:sales@unisense.com)



UNIVERSITAT POLITÈCNICA  
DE CATALUNYA  
BARCELONATECH



## instrumentación analítica s.a.

penedés, 46 - 08820 el prat de llobregat (barcelona)  
 teléfono: 934787161 - fax: 93 478 79 84 - e-mail: barcelona@instru.es  
 isabel colbrand, 10 edificio alfa 3, nave 89 - 28050 madrid  
 teléfono 91 358 88 79 - fax: 91 358 89 46 e-mail: madrid@instru.es  
 www.instru.es



UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE CATALUNYA  
 E.T.S.INGENIERIA INDUSTRIAL  
 COLOM 1  
 08222 TERRASSA  
 BARCELONA  
**A.A.:** MONTSERRAT RAMIREZ MELGAREJO

**Nº Cliente:** 000326

Fecha: 27/02/2018

Válida Hasta: 27/03/2018

**ASUNTO:** Adjunto remitimos oferta solicitada.

**Autor:** DAVID BAILERA

**Oferta Nº 2180554**

Referencia	Descripción de artículo	Cant.	Precio	Total
S904900C1	ANALIZADOR DE GASES, <i>NUEVO SERVOMEX MULTIEXACT 4900</i> Con la siguiente configuración: - SENSOR: GFX N2O 0-50/500vpm - MOUNTING: Bench Mount - POWER: EUR 170-264V AC - QUICKSTART MANUAL: English	1	9.300,00	9.300,00 EUR

<b>Importe</b>	9.300,00 EUR
<b>IVA</b>	1.953,00 EUR
<b>Total</b>	11.253,00 EUR

**CONDICIONES:**

I.V.A. 21% DESCRITO

Garantía de 1 Año contra cualquier defecto de fabricación

Plazo de Entrega: Aprox. 10-12 semanas, a confirmar a la recepción de su pedido

Transporte: Debidos

Forma de Pago: 30 DIAS (*Ley 15/2010, de 5 de julio de 2010*)

Rogamos indiquen nuestro número de oferta al realizar su pedido

Inscrita en el Registro Mercantil de Barcelona, Tomo 4386, Libro 3718, Sección 2ª, Folio 141, Hoja 46.585, Inscripción 1ª - N.I.F. A-08635500