

Dinámicas de Mineralización de C Y N en Compostas: Predicción de Carbono Orgánico Soluble por Regresión No Lineal Múltiple

Héctor Iván Bedolla-Rivera ¹, María de la Luz Xóchilt Negrete-Rodríguez ¹, Midory Samaniego-Hernández ¹, Francisco Paúl Gámez-Vázquez ² y Eloy Conde-Barajas ^{1,*}

¹ Laboratorio de Biotecnología Ambiental, Departamento de Ingeniería Bioquímica y Ambiental, Tecnológico Nacional de México/IT en Celaya, Celaya, Guanajuato, México.

² Campo Experimental Bajío, INIFAP, Celaya, Guanajuato, México.

* Autor de correspondencia: eloy.conde@itcelaya.edu.mx; Tel.: +52 461 200 8152

Desarrollo Sustentable (Desarrollo de Procesos Sustentables).

Resumen: Los biosólidos urbanos presentan una concentración considerable de nutrientes, actualmente son desperdiciados y depositados en rellenos sanitarios provocando contaminación ambiental. En el presente estudio se emplea una técnica de reducción de dimensionalidad para seleccionar indicadores con una relación mayor en su variabilidad. Posteriormente utilizar un proceso de regresión no lineal multivariable para establecer una ecuación que permita predecir el comportamiento del indicador carbono orgánico soluble en sistemas de compostaje de biosólidos. Los indicadores con mayor relación con la variabilidad de los datos analizados fueron $N-NO_3^-$, $N-NH_4^+/N-NO_3^-$ y IES. El modelo resultante presentó una correlación solo del 30% con el indicador carbono orgánico soluble en los sistemas de compostaje.

Palabras clave: biosólido; nitratos; enzimas; análisis de componentes principales, análisis multivariado

C and N Mineralization Dynamics in Composts: Prediction of Soluble Organic Carbon by Multiple Nonlinear Regression

Abstract: Urban biosolids present a considerable concentration of nutrients, which are currently wasted and deposited in landfills causing environmental contamination. In the present study, a dimensionality reduction technique is used to select indicators with a higher relationship in their variability. Subsequently, a multivariate nonlinear regression process is used to establish an equation that allows predicting the behavior of the soluble organic carbon indicator. The indicators with the greatest relationship with the variability of the data analyzed were $N-NO_3^-$, $N-NH_4^+/N-NO_3^-$ and IES. The resulting model presented a correlation of 30% with the soluble organic carbon indicator in the composting systems.

Keywords: biosolids; nitrates; enzymes; principal component analysis; multivariate analysis.

Introducción

Los biosólidos son un producto de las plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas que en la actualidad es desechado en rellenos sanitarios, provocando contaminación ambiental por lixiviados. El uso de biosólidos adicionado con otras fuentes de nutrientes como el estiércol bovino para la producción de compostas es un tema de interés nacional e internacional. Lo anterior debido al aprovechamiento de las compostas por su aporte nutricional para cultivos, presentando un impacto positivo en la calidad y autosuficiencia alimentaria. El carbono orgánico soluble (COS) es un indicador que refleja la cantidad de materia orgánica disponibles en las compostas, de fácil aprovechamiento por parte de los cultivos. La importancia se hace significativa, al momento de utilizar compostas como enmienda orgánica en sistemas agrícolas y en procesos de bioremediación de la contaminación ambiental. Estudios previos (Ebrahimi et al., 2021; Oliveira et al., 2018) postularon el uso de modelos de regresión para la predicción de indicadores importantes en sistemas de compostaje de biosólidos. Por lo anterior, el objetivo de este estudio fue el desarrollo de un modelo predictivo a partir de una ecuación de regresión no lineal conformada por indicadores relacionados con el indicador COS durante el proceso de compostaje de biosólidos.

Materiales y Métodos

Para el estudio se emplearon muestras de biosólidos, estiércol bovino y cascarilla de arroz como agente abultante. El biosólido se obtuvo de una planta tratadora de aguas residuales urbanas (PTARU) con tratamiento de lodos activados y aireación extendida del municipio de Celaya Guanajuato (20°29'34'' N, 100°56'03'' O). El muestreo del biosólido fue sistemático, tomándose una muestra de 5 kg de la banda de prensado cada 10 minutos por una hora. El estiércol bovino fue obtenido del rancho "La Maceta" en el municipio de Apaseo el Grande Guanajuato (20°32'27'' N, 100°41'49'' O).

La cascarilla de arroz empleada sin impurezas fue obtenida por donación del INIFAP campo experimental Michoacán. Se realizó la caracterización fisicoquímica de las muestras de biosólido y estiércol, analizando los contenidos de carbono orgánico total (COT) (Walkley & Black, 1934) y nitrógeno total (NT) (Bremner, 2018) bajo normatividad nacional e internacional (U.S. Environmental Protection Agency [US EPA], 1993). El Diseño experimental establecido fue por bloques completamente al azar, con cuatro tratamientos: T1, C/N = 24; T2, C/N = 34; T3, C/N = 44 y T4, C/N = 54 y cinco réplicas. Se realizó un proceso de compostaje, con muestreo los días 0, 7, 15, 30, 60, 90 y 120. Las unidades experimentales consistieron en sistemas de compostaje de 0.113 m³ de volumen, con ajuste de humedad al 50% empleando agua destilada estéril, control de la temperatura empleando una cubierta de tela TUL 15 nylon durante las primeras dos semanas, posteriormente se quitó la cobertura. Las fuentes de C y N en los sistemas de compostaje fueron establecidas en función de la relación C/N (COT/NT) de mezclas biosólido/estiércol. Como agente abultante se adicionó a todos las unidades experimentales 30 g de cascarilla de arroz. Durante el proceso de compostaje se analizaron por triplicado los indicadores de: temperatura (T) (Tiquia et al., 1998), porcentaje de humedad (H) (Secretaría de Medio Ambiente del Distrito Federal [SEDEMA], 2012), potencial de hidrógeno (pH) (Thomas, 2018), conductividad eléctrica (CE) (Hendrickx et al., 2002), capacidad de retención de agua (CRA) (Alef & Nannipieri, 1995), COS (Yakovchenko & Sikora, 1998), nitrógeno inorgánico (N-NH₄⁺, N-NO₂⁻ y N-NO₃⁻) (Alef & Nannipieri, 1995), nitrógeno mineralizado (N_{min}), relación amonio nitrato (N-NH₄⁺/N-NO₃⁻), carbono y nitrógeno de biomasa microbiana (CBM y NBM) (Sparling & Williams, 1986), así como las actividades enzimáticas de deshidrogenasa (AD) (von Mersi & Schinner, 1991), actividad de ureasa (AU) (Kandeler & Gerber, 1988), actividad de fluoresceína di acetato (FDA) (Green et al., 2006) y la elaboración de dos índices, índice enzimático sintético (IES) (Ecuación 2) empleando los indicadores AD, AU y FDA y índice de diversidad de Shannon (H') (Ecuación 1).

$$H' = - \sum_{i=1}^k (X_i * \ln(X_i)) \quad (1)$$

$$IES = \sum_{i=1}^k X_i \quad (2)$$

Donde X_i para la Ecuación 1 es la relación de la actividad de la enzima respecto a la actividad total de la enzima, mientras que para la Ecuación 2 son los valores obtenidos de las actividades enzimáticas: AD, AU y AFDA. La reducción de dimensionalidad se llevó a cabo empleando la técnica de análisis de componentes principales (ACP), utilizando el software estadístico R versión 4.0.3 (R Core Team, 2021) y los paquetes agricolae (de Mendiburu, 2020) y caret (Kuhn, 2021). El procedimiento inició con la normalización de los resultados obtenidos de los indicadores de los sistemas de compostaje mediante logaritmos naturales ($y = \ln(x)$), seguido de la elaboración de una matriz producto-momento de Pearson (Muñoz-Rojas et al., 2016), además de un proceso de adecuación KMO (Johnson & Wichern, 2014), empleándose el criterio del eigenvalor ≥ 1 como criterio de selección de los componentes principales (CPs) (Yu et al., 2018). Una vez seleccionados los CPs, se realizó una matriz de correlación producto-momento de Pearson para aquellos indicadores correlacionados con sus CPs, seguido de un proceso de eliminación de redundancia bajo los siguientes criterios: número de interacciones significativas > pertenencia a PC (PC1 > PC2 > ... > PCn) > correlación con su PC (Bai et al., 2018). Los indicadores resultantes fueron utilizados para el proceso de regresión, para el cual se generó dos bases de datos (base de entrenamiento y predicción) para la ecuación de regresión.

Resultados y Discusión

Respecto a la caracterización del biosólido y el estiércol se observó que el contenido de minerales se encontró dentro de las concentraciones permisibles por la normatividad nacional e internacional (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], 2003; U.S. Environmental Protection Agency [US EPA], 1993). La matriz de correlaciones producto-momento de Pearson, mostró que los indicadores H, pH, CE, N-NO₂⁻, NBM, AD y FDA no mostraron correlaciones significativas ($r^2 < \pm 0.6$) con ningún otro indicador. Los indicadores restantes mostraron al menos una correlación significativa (Figura 1). Se pudo observar también correlaciones positivas entre los indicadores N-NO₃⁻ y N_{min}, así como de los indicadores N-NH₄⁺, AU y IES, estableciendo que el proceso de nitrificación aumentó la cantidad de nitrógeno mineralizado. Así mismo, el aumento de N-NH₄⁺ incremento la actividad enzimática, posiblemente debido a la utilización de fuentes de nitrógeno para la producción de enzimas por parte de la biomasa microbiana presente.

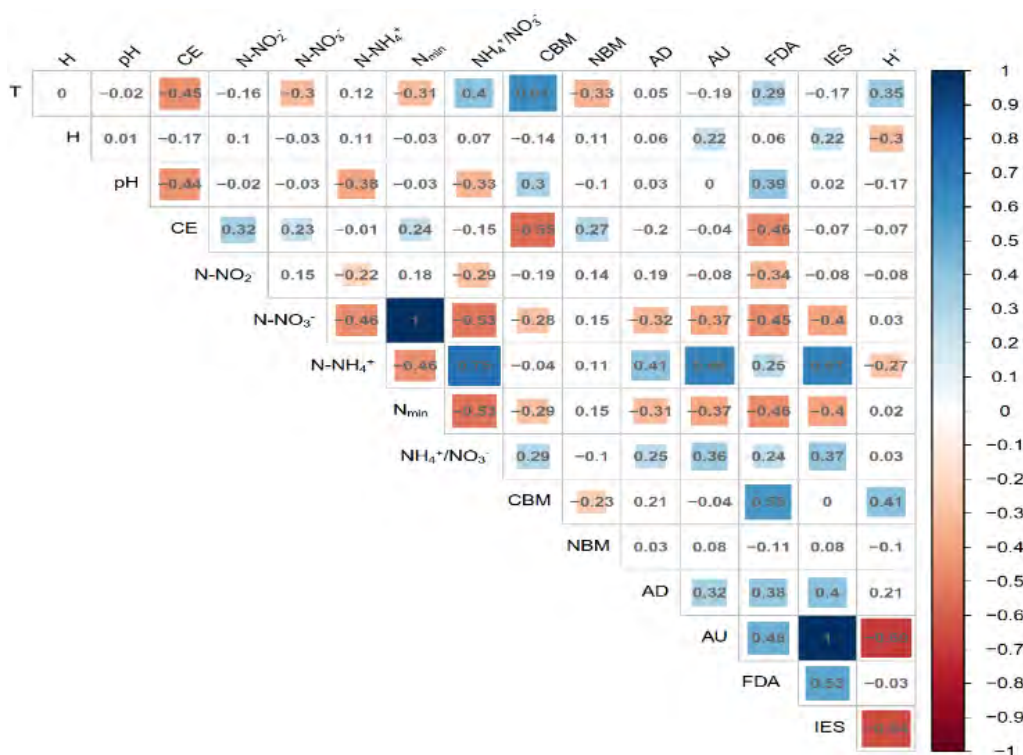


Figura 16. Matriz de correlación producto-momento de Pearson.

En referencia al ACP, este proceso generó dos CPs que representaron el 78.8% de la variabilidad de los datos obtenidos de los indicadores analizados durante el proceso de compostaje (Figura 2a). La correlación entre los indicadores analizados y los CPs se muestra en la Figura 2b, donde se puede observar que el indicador N-NH₄⁺ se encuentra relacionado con el CP1, mientras que la correlación de los indicadores restantes se encuentra distribuidas entre ambos CPs. En la Figura 2c se puede observar que los indicadores se encuentran en mayor medida correlacionados con el CP1, mientras que el CP2 no presenta correlación significativa ($r^2 < \pm 0.6$) con ningún indicador.

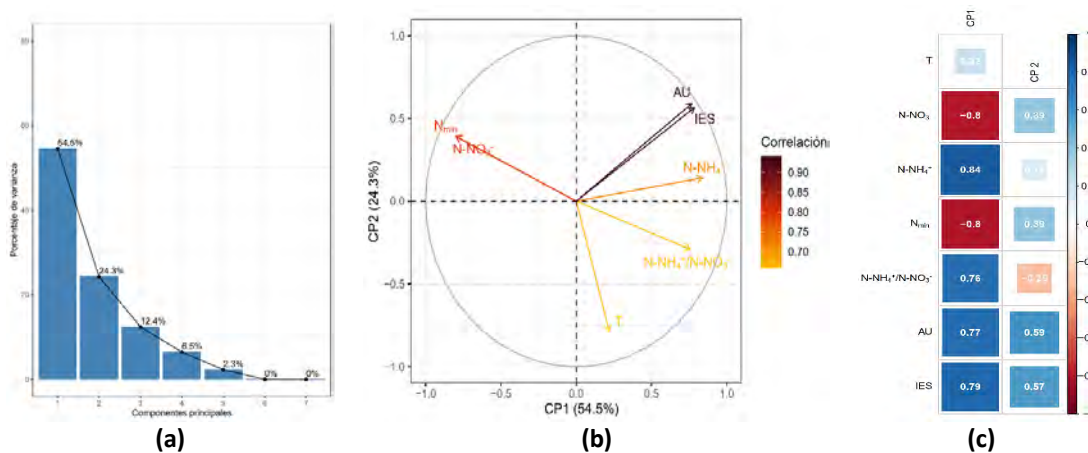


Figura 17. Porcentaje de varianza por CP (a); bi-gráfica de la correlación de los indicadores con los CPs (b); Matriz de correlación entre indicadores y su CP (c).

Al finalizar el proceso de eliminación de redundancia, los indicadores más relacionados con la variabilidad de los datos fueron N-NH₃, N-NH₄⁺/N-NO₃⁻ y IES, los cuales se emplearon en el proceso de regresión. Para el proceso de regresión no lineal se emplearon los indicadores antes mencionados hasta una potencia de 3, donde la ecuación resultante fue: $COS = 33.59 - 4.95 \times (N - NO_3^-) + 4.88 \times 10^{-7} \times (N - NO_3^- \times IES)$. El desempeño de la ecuación de regresión se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Desempeño de ecuación de regresión no lineal multivariable.

	Coficiente	p	Significancia	RMSE	F	r^2
Intercepto	33.59	1.45×10^{-10}	***	10.35	10.97	0.31
N-NO ₃ ⁻	- 4.92	1.47×10^{-4}	***			
N-NO ₃ ⁻ x IES	4.88×10^{-7}	3.10×10^{-2}	*			

p , valor de probabilidad; (***, *), muy significativo ($p \leq 0.001$) y significativo ($p \leq 0.05$); RMSE, error estándar medio residual; F , valor de Fisher; r^2 ; coeficiente de correlación lineal.

Con respecto a otros estudios, relacionados con sistemas de compostaje de biosólidos como el llevado a cabo por de Oliveira et al., 2018, este establece ecuaciones de regresión no lineal para la predicción de indicadores como C-CO₂ y N-NH₃⁺, empleando como factor predictivo la temperatura del sistema de compostaje, mostrando coeficientes de correlación de 0.75 y 0.78 respectivamente, siendo mayores al obtenido en el presente estudio. Así mismo, Ebrahimi et al., 2021, establece modelos de regresión no lineal para la predicción de sustancias perfluoradas y polifluoradas en biosólidos tratados mediante procesos de compostaje, obteniendo coeficientes de correlación de 0.61, 0.29 y 0.19 para las fracciones de materia orgánica, lípidos y proteínas respectivamente. En este estudio se empleó como factores predictivos los diversos tratamientos empleados. En relación con el desempeño obtenido por el modelo de regresión no lineal (r^2) del presente estudio, el coeficiente de correlación se encontró dentro del rango obtenidos por los estudios de Oliveira et al., 2018 y Ebrahimi et al., 2021 antes mencionados. La correlación baja mostrada por el modelo pudiera deberse a la complejidad en cuanto a la composición de fuentes de C y N de los biosólidos (Medina-Herrera et al., 2020) y estiércol del sistema analizado, a la vez, que se sugiere el análisis de más indicadores que pudieran explicar el comportamiento del indicador COS durante el proceso de compostaje respecto al tiempo.

Conclusiones

El análisis de componentes principales redujo el número de indicadores iniciales a solamente tres. El proceso de regresión no lineal se conformó con los indicadores N-NO₃⁻ y IES que representaron la actividad microbiana respecto al proceso de mineralización de nitrógeno orgánico a inorgánico durante el proceso de compostaje. El desempeño de la ecuación de regresión fue regular observándose un RMSE alto y una correlación r^2 baja. Sin embargo, es necesario la inclusión de otros indicadores relacionados con el indicador COS para el mejoramiento del modelo de regresión establecido.

Bibliografía

- ALEF, K., & NANPIERI, P. (1995). *METHODS IN APPLIED SOIL MICROBIOLOGY AND BIOCHEMISTRY*. ELSEVIER. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/B978-0-12-513840-6.X5014-9](https://doi.org/10.1016/B978-0-12-513840-6.X5014-9)
- Bai, Z., Caspari, T., Gonzalez, M. R., Batjes, N. H., Mäder, P., Bünemann, E. K., de Goede, R., Brussaard, L., Xu, M., Ferreira, C. S. S., Reintam, E., Fan, H., Mihelič, R., Glavan, M., & Tóth, Z. (2018). Effects of agricultural management practices on soil quality: A review of long-term experiments for Europe and China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 265(November 2017), 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.05.028>
- Bremner, J. M. (2018). Nitrogen-Total. In D. L. Sparks, A. L. Page, P. A. Helmke, R. H. Loeppert, P. N. Soltanpour, M. A. Tabatabai, C. T. Johnston, & M. E. Summer (Eds.), *Methods of Soil Analysis: Chemical Methods* (pp. 1085–1121). <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.3.c37>
- de Mendiburu, F. (2020). *agricolae: Statistical Procedures for Agricultural Research* (R package version 1.3-3). <https://cran.r-project.org/package=agricolae>
- de Oliveira, M. M., Coldebella, A., Filho, P. B., & de Oliveira, P. A. V. (2018). Aeration frequency on accelerated composting of animal carcasses. *Ciencia e Agrotecnologia*, 42(6), 653–665. <https://doi.org/10.1590/1413-70542018426021818>
- Ebrahimi, F., Lewis, A. J., Sales, C. M., Suri, R., & McKenzie, E. R. (2021). Linking PFAS partitioning behavior in sewage solids to the solid characteristics, solution chemistry, and treatment processes. *Chemosphere*, 271, 129530. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129530>
- Green, V. S., Stott, D. E., & Diack, M. (2006). Assay for Fluorescein Diacetate Hydrolytic Activity: Optimization for Soil Samples. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(4), 693–701. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.06.020>
- Hendrickx, J. M. H., Das, B., Corwin, D. L., Wraith, J. M., & Kachanoski, R. G. (2002). Relationship Between Soil Water Solute Concentration and Apparent Soil Electrical Conductivity. In J. H. Dane & G. C. Topp (Eds.), *Methods of Soil Analysis: Part 4* (pp. 1275–1282). Soil Science Society of America. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.4>
- Johnson, R., & Wichern, D. (2014). *Applied Multivariate Statistical Analysis* (6a ed.). Pearson Education Limited.
- Kandeler, E., & Gerber, H. (1988). Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. *Biology and Fertility of Soils*, 6(1), 68–72. <https://doi.org/10.1007/bf00257924>
- Kuhn, M. (2021). *caret: Classification and Regression Training* (R package version 6.0-88). <https://cran.r-project.org/package=caret>

- Medina-Herrera, M. del R., Negrete-Rodríguez, M. de la L. X., Álvarez-Trejo, J. L., Samaniego-Hernández, M., González-Cruz, L., Bernardino-Nicanor, A., & Conde-Barajas, E. (2020). Evaluation of non-conventional biological and molecular parameters as potential indicators of quality and functionality of urban biosolids used as organic amendments of agricultural soils. *Applied Sciences*, *10*(2), 517. <https://doi.org/10.3390/app10020517>
- Muñoz-Rojas, M., Erickson, T. E., Dixon, K. W., & Merritt, D. J. (2016). Soil quality indicators to assess functionality of restored soils in degraded semiarid ecosystems. *Restoration Ecology*, *24*, S43–S52. <https://doi.org/10.1111/rec.12368>
- R Core Team. (2021). *R: language and environment for statistical computing* (1.3.2). R foundation for statistical computing.
- Secretaría de Medio Ambiente del Distrito Federal [SEDEMA]. (2012). *NADF-020-AMBT-2011*. <http://www.sedema.cdmx.gob.mx/sedema/images/archivos/sedema/leyes-reglamentos/normas/locales/NADF-020-AMBT-2011.pdf>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT]. (2003). *NOM-004-SEMARNAT-2002*. Diario Oficial de la Federación. http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=691939&fecha=15/08/2003
- Sparling, G. P., & Williams, B. L. (1986). Microbial biomass in organic soils: Estimation of biomass C, and effect of glucose or cellulose amendments on the amounts of N and P by fumigation. *Soil Biology & Biochemistry*, *18*(5), 507–513. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(86\)90008-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(86)90008-8)
- Thomas, G. W. (2018). Soil pH and Soil Acidity. In D. L. Sparks, A. L. Page, P. A. Helmke, R. H. Loeppert, P. N. Soltanpour, M. A. Tabatabai, C. T. Johnston, & M. E. Summer (Eds.), *Chemical Methods* (pp. 475–490). Soil Science Society of America. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.3.c16>
- Tiquia, S. M., Tam, N. F. Y., & Hodgkiss, I. J. (1998). Salmonella elimination during composting of spent pig litter. *Bioresource Technology*, *63*(2), 193–196. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(97\)00113-2](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(97)00113-2)
- U.S. Environmental Protection Agency [US EPA]. (1993). Part 503 - Standards for the Use or Disposal of Sewage Sludge. *Electronic Code of Federal Regulations (e-CFR)*, 1–29.
- von Mersi, W., & Schinner, F. (1991). An improved and accurate method for determining the dehydrogenase activity of soils with iodonitrotetrazolium chloride. *Biology and Fertility of Soils*, *11*(3), 216–220. <https://doi.org/10.1007/bf00335770>
- Walkley, A., & Black, I. A. (1934). An Examination of Different Methods for Determining Soil Organic Matter and a Proposed Modification of the Chromic Acid Titration Method. *Soil Science*, *37*(1), 29–38. <https://doi.org/10.1097/00010694-193401000-00003>
- Yakovchenko, V. P., & Sikora, L. J. (1998). Modified dichromate method for determining low concentrations of extractable organic carbon in soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, *29*(3–4), 421–433. <https://doi.org/10.1080/00103629809369955>
- Yu, P., Liu, S., Zhang, L., Li, Q., & Zhou, D. (2018). Selecting the Minimum Data Set and Quantitative Soil Quality Indexing of Alkaline Soils Under Different Land Uses in Northeastern China. *Science of The Total Environment*, *616–617*, 564–571. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.301>