UNIVERSIDAD ESTATAL AMAZÓNICA

FACULTAD DE CIENCIAS DE LA VIDA

CARRERA DE INGENIERÍA AMBIENTAL

TEMA: LA TOXICIDAD COMO INDICADOR DE LA CALIDAD DE DIGESTATOS. UNA REVISIÓN SISTEMÁTICA

AUTORES: GIANNI PAVEL LANDÁZURI GUERRERO

NATHALI GISELLA VÁSQUEZ FAJARDO

DIRECTOR DEL PROYECTO/TRABAJO: MSC. KAREL DIÉGUEZ SANTANA

PASTAZA – ECUADOR

2020

DECLARATORIA DE AUTORÍA Y CESIÓN DE DERECHOS

Quienes suscribimos Landázuri Guerrero Gianni Pavel y Vásquez Fajardo Nathali Gisella con C.I. 1501078065 y 2100673918, respectivamente, hacemos constar que los autores del Proyecto de Investigación titulado: "**LA TOXICIDAD COMO INDICADOR DE LA CALIDAD DE DIGESTATOS. UNA REVISIÓN SISTEMÁTICA"**, el cual constituye una elaboración personal realizada únicamente con la dirección del Tutor de dicho trabajo, Msc. Karel Diéguez Santana. En tal sentido, manifestamos la originalidad de la conceptualización del trabajo como interpretación de datos y elaboración de conclusiones dejando establecido que aquellos aportes intelectuales de otros autores se han referenciado debidamente en el texto de dicho trabajo.

Puyo, 22 de Septiembre del 2020.



Landázuri Guerrero Gianni Pavel

CI: 1501078065



Vásquez Fajardo Nathali Gisella

CI: 2100673918

CERTIFICADO DE APROBACIÓN POR EL TRIBUNAL DE SUSTENTACIÓN

El tribunal de sustentación del proyecto de investigación y desarrollo aprueba el proyecto de Investigación titulado: "**LA TOXICIDAD COMO INDICADOR DE LA CALIDAD DE DIGESTATOS. UNA REVISIÓN SISTEMÁTICA**".

Dr. C. Reinier Abreu Naranjo
Presidente del Tribunal

Dr. David Landívar Valverde
Miembro del Tribunal

M. Sc. Jorge Bonilla
Miembro del Tribunal

CERTIFICADO DE PORCENTAJE DE SIMILITUD OBTENIDO EN EL SISTEMA ANTI PLAGIO

Quien suscribe el presente Msc: Karel Diéguez Santana con CI:1756444129, certifica que el Proyecto de Investigación titulado: "**La toxicidad como indicador de la calidad de digestatos. Una revisión sistemática.**", ha sido examinado a través del sistema Antiplagio URKUND y presenta un porcentaje de similitud del 4 %.

Puyo, 4 de septiembre del 2020.



Msc: Karel Diéguez Santana

Director del Proyecto de Investigación

AGRADECIMIENTO

El presente proyecto ha sido una recopilación de entrega, sacrificio pero sobretodo de muchos conocimientos, por ende quiero agradecer a toda mi familia que es y ha sido el pilar fundamental en mi vida, gracias a ellos soy quien soy. De igual manera quiero agradecer a mi prestigiosa Universidad Estatal Amazónica y a todo su personal, gracias ya que me abrió las puertas con enseñanzas, solidaridad, vivencias y sobretodo hacerme sentir como en casa. Le agradezco infinitamente a mi amigo y tutor Msc. Karel Diéguez Santana, gracias a él he aprendido muchas cosas, a no rendirme, a demostrarme a mí mismo que todo lo que me proponga, con esfuerzo y dedicación lo puedo lograr. Gracias a mi colega Nathali Vásquez por su apoyo y dedicación; a mis profesores que durante el transcurso de mi vida estudiantil confiaron en mí y les demostré mi entrega y compromiso. Gracias a mis amigos de varios rincones del país, que me demostraron su amistad, su lealtad, su compromiso y sobretodo el apoyarme en varios ámbitos, así como ser su representante durante varios semestres en donde demostré mi entrega y compañerismo. Muchas gracias a la linda ciudad de Puyo por ser parte de mi vida y sobre todo gracias a Dios ya que los tiempos de él son perfectos. Mil gracias a todos.

Gianni Pavel Landázuri Guerrero

AGRADECIMIENTO

En primer lugar quiero agradecer a Dios por permitirme cumplir mi meta.

A la Universidad Estatal Amazónica, por brindarme la oportunidad de prepararme como profesional, y a cada uno de los docentes que con sus conocimientos impartidos aportaron a mi crecimiento profesional y personal.

A mi tutor de grado Msc. Karel Diéguez, por su dedicación y esfuerzo quién con sus conocimientos, experiencia me ha guiado, no solo en la elaboración de este trabajo de titulación universitaria sino también por haberme brindado el apoyo para desarrollarme profesionalmente y seguir cultivando mis valores.

A mi compañero y colega Pavel Landázuri con quien hemos trabajado conjuntamente para esta investigación y que sin su ayuda y compromiso no fuera posible llegar a la meta propuesta.

Agradezco a mis padres por todo el apoyo incondicional que siempre me han ofrecido y a mi familia en general por esa motivación brindada para que nunca desistiera de mis objetivos.

Nathali Gisella Vásquez Fajardo

DEDICATORIA

Primeramente, quiero agradecer a Dios por la vida, porque cada día es un hermoso regalo, gracias ya que ha estado siempre en mi caminar. Dedico este gran trabajo a mi ángel de la guarda, mi mejor amiga y mi pilar fundamental, mi mamita querida Kenya gracias a ella he logrado muchas cosas y quiero decirle que es una linda persona y que Dios le sabrá recompensar y bendecir siempre. A mis hermanos Angel, Ariel y Marcel, gracias a ustedes por el apoyo, por confiar en mí y sobre todo por demostrarles que los sueños se pueden cumplir con amor, entrega y sacrificio. A mi papá por su apoyo y entrega. A mis tíos por sus consejos y apoyo incondicional, a mis primos, a mis tías abuelas y a toda mi familia. Gracias a mis profesores y a mis amigos que estuvieron siempre allí conmigo y que día tras día me han demostrado su apoyo. Y para concluir solo puedo decir que el sacrificio es temporal pero la satisfacción es grande, que los sueños se pueden cumplir, solo se debe confiar en sí mismo y dejarlo todo en manos de Dios.

Gianni Pavel Landázuri Guerrero

DEDICATORIA

Dedico este proyecto de grado a Dios por permitirme superar todos los obstáculos que he pasado lejos de mi familia y poder concluir mi carrera universitaria.

A mi padre Roberth Vásquez que es el hombre que ha luchado constantemente por darme lo necesario para no rendirme en mi carrera, quien se ha sacrificado pese a las adversidades de la vida, te dedico a ti padre mío porque has sido mi mayor fortaleza todos estos años fuera de casa y pese a la distancia siempre has estado pendiente de mi eres esa persona al cual admiro infinitamente por ser el mejor de mi mundo.

A mi madre Dolores Fajardo por sus consejos para no verme caer y ser aquella que con sus sabias palabras alivia mis días de dolor, la que no solo cumple mi rol de madre si no de amiga y confidente, porque sé que sin todo ese apoyo moral hubiera sido más difícil lograr mi objetivo.

A mis hermanitos por mantener ese amor que nos tenemos pese a la distancia y a las diversas dificultades que hemos atravesado y a todos los familiares que me han apoyado siempre con sus palabras y ánimos para seguir adelante.

Nathali Gisella Vásquez Fajardo

RESUMEN

El digestato es considerado uno de los productos de la digestión anaerobia, rico en moléculas orgánicas recalcitrantes, nutrientes, y puede ser utilizado como abono orgánico en la agricultura. El objetivo principal de esta investigación es analizar los diferentes ensayos de toxicidad empleados como indicadores de calidad de digestatos. Mediante una revisión sistemática de la literatura, este documento identifica información relevante sobre la calidad físico-química y toxicológica de diversos organismos acuáticos y terrestres empleados como indicadores. La metodología empleada fue exploratoria, cualitativa documental, y se basó en la revisión de variables que intervienen en el proceso de obtención de digestatos. Se revisaron un total de 204 artículos de los cuales, luego de un proceso de depuración, 79 fueron identificados como relevantes según los criterios de la investigación. Se estableció una relación de los principales indicadores acuáticos y terrestres de la toxicidad de digestatos. Adicionalmente, se realizó una comparación crítica entre autores y ensayos para definir criterios de calidad que puedan ser considerados en futuras legislaciones ambientales y de fertilizantes, pues nuestro país en la actualidad no cuenta con una normativa para este producto. Brindamos algunas sugerencias para sus potenciales aplicaciones en la agricultura. Concluimos sugiriendo varias direcciones de investigación futuras sobre ensayos de toxicidad que permitan generar nuevos conocimientos.

Palabras clave: *Digestato, toxicidad, calidad, fertilizante, indicador.*

ABSTRACT

Digestate is considered one of the products of anaerobic digestion, rich in recalcitrant organic molecules, nutrients, and can be used as organic fertilizer in agriculture. The main objective of this research is to analyze the different toxicity tests used as indicators of digestate quality. Through a systematic review of the literature, this document identifies relevant information on the physical-chemical and toxicological quality of various aquatic and terrestrial organisms used as indicators. The methodology used was exploratory, qualitative-documentary, and was based on the review of variables involved in the process of obtaining digests. A total of 204 articles were consulted of which, after a review process, 79 were identified as relevant according to the criteria of the research. In addition, a critical comparison of the main aquatic and terrestrial indicators of digestate toxicity and quality criteria was carried out, with the aim of them being considered for future environmental and fertilizer legislation, given that in our country there are no regulations for this product. We provide some suggestions for its potential applications in agriculture. We conclude by suggesting several future directions of research on toxicity tests that will allow the generation of new knowledge.

Keywords: *Digestate, toxicity, quality, fertilizer, indicator*

TABLA DE CONTENIDOS

PORTADA i

DECLARATORIA DE AUTORÍA Y CESIÓN DE DERECHOS ii

CERTIFICADO DE APROBACIÓN POR EL TRIBUNAL DE SUSTENTACIÓN iii

CERTIFICADO DE PORCENTAJE DE SIMILITUD OBTENIDO EN EL SISTEMA ANTI PLAGIO iv

AGRADECIMIENTO v

AGRADECIMIENTO vi

DEDICATORIA vii

DEDICATORIA viii

RESUMEN ix

ABSTRACT x

TABLA DE CONTENIDOS xi

Capítulo 1.- INTRODUCCIÓN 13

1.1. Planteamiento del problema. 13

1.2. Objetivos 14

1.2.1. General. 14

1.2.2. Específicos. 14

1.3. Justificación 14

Capítulo 2. FUNDAMENTACIÓN TEÓRICA 17

2.1. Digestión anaeróbica 17

2.1.1. Caracterización 17

2.1.2. Fuentes de obtención de digestatos 17

2.1.3. Calidad de digestatos 19

2.1.4. Usos de digestatos 19

2.2. Toxicidad de digestatos 20
2.2.1 Toxicidad acuática 20
2.2.2. Indicadores más empleados 22
2.2.3. Toxicidad terrestre 23
2.2.4. Especies de plantas más empleadas 24
2.3. Mecanismos. 25
2.3.1 Criterios de calidad. 25
2.3.2. Aspectos normativos 25
Capítulo 3. METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN. 27
3.1 Tipo de investigación. 27
3.2 Métodos de investigación. 27
Capítulo 4. ANÁLISIS DE RESULTADOS 29
4.1 Recopilación de la información relevante relacionada con la calidad físico-química y toxicológica de los digestatos 29
4.2 Calidad fisicoquímica de los digestatos. 32
4.3 Ensayos de toxicidad acuática aplicados a digestatos. 38
4.4 Ensayos de toxicidad terrestre aplicados a digestatos. 48
4.5 Comparación de los diferentes ensayos y tipos de digestato. 57
4.6 Criterios de calidad y otras consideraciones ambientales para futuras legislaciones de digestatos. 59
CONCLUSIONES 71
RECOMENDACIONES 72
BIBLIOGRAFÍA 73

Capítulo 1.- INTRODUCCIÓN

1.1. Planteamiento del problema.

El crecimiento demográfico e industrial ha avanzado considerablemente en los últimos años, generando gran cantidad de desechos que son eliminados de manera inadecuada sin tratamiento previo a la naturaleza. Una solución sostenible a este problema, es la digestión anaerobia que aporta grandes beneficios ambientales como el biogás, la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero y de la contaminación del agua y suelo (K. Möller & Stinner, 2010). Uno de los principales productos de la digestión anaerobia es el digestato, considerado como un material residual, rico en moléculas orgánicas recalcitrantes y nutrientes, que puede ser utilizado como abono orgánico en la agricultura, lo que permite ser una excelente alternativa para reducir la utilización de fertilizantes químicos, mejorar la calidad del suelo y la sostenibilidad económica.

En la actualidad los datos sobre la composición del digestato es muy escasa, en muchos países el uso de digestato está legalmente restringido como fertilizante debido a la falta de información sobre su calidad y seguridad. Europa ha analizado esta problemática y han tomado las medidas necesarias, así como la realización de una normativa vigente para ello, dado que en la mayor parte de los países europeos se ha visto esta alternativa muy útil para los cultivos, un ejemplo de ello es Alemania en donde han tomado la iniciativa de promover la utilización del digestato ya que a muchos agricultores les ha resultado de manera favorable su uso. Así mismo, se considera que el digestato promueve un aporte, al medio ambiente y a la sociedad, incentivando a que en un futuro se pueda cambiar la perspectiva del uso de químicos y fertilizantes a los cultivos, por uno mucho más sano. A la vez hay que tomar como ejemplo a estos países para que en otros como los de América Latina puedan diseñar alternativas y por su puesto normativas ambientales respecto a este producto. Sin duda alguna este sería un aporte fundamental para la sostenibilidad y economía ambiental.

1.2. Objetivos.

1.2.1. General.

- Analizar los diferentes ensayos de toxicidad empleados como indicadores de calidad de digestatos a partir de una revisión sistemática bibliográfica.

1.2.2. Específicos.

- Recuperar la información relevante relacionada con la calidad físico-química y toxicológica de los digestatos, que pueden aportar criterios a los procesos de recuperación de nutrientes del digestato.
- Organizar los principales ensayos de toxicidad acuática y terrestre aplicados a digestatos.
- Realizar una comparación crítica entre los diferentes ensayos y tipos de digestato, para definir criterios de calidad que puedan ser considerados para futuras legislaciones ambientales y de fertilizantes.

1.3. Justificación

En la actualidad la alteración antropogénica del clima global, causada por la quema de combustibles fósiles, la eliminación inadecuada de desechos y actividades agrícolas insostenibles (Houghton, 2005), pone en peligro el futuro de las poblaciones humanas y los ecosistemas naturales. Dado que muchas de las actividades han ocasionado varios problemas sobre todo al deterioro de los recursos naturales, así como los servicios ecosistémicos. De igual manera buscar alternativas sostenibles, con el apoyo de varias entidades y por supuesto con el apoyo de la ciudadanía para evitar, contrarrestar y mitigar los daños que se ocasionen, así aplicar medidas de sancionamiento como el principio de quién contamina, paga.

Una de las actividades es la cría de animales de campo tanto vacuno, porcino, avícola y otros, que a la vez son fundamentales para el crecimiento económico de varias familias, pero lastimosamente demuestra un grado alto de contaminación en cuanto a los desperdicios y mal manejo de ello.

Los estiércoles se eliminan con frecuencia de manera inadecuada en la superficie del suelo, sin tratamiento previo, lo que puede resultar en la contaminación del suelo y las fuentes

de agua por metales pesados como el cobre (Cu) y el zinc (Zn), que son componentes importantes de los suplementos alimenticios y formulaciones de antibióticos (Ramires et al., 2019; Santos, 2010), una de las maneras más factibles y sostenibles para mitigar esta contaminación es con la digestión anaerobia convirtiendo los desechos biodegradables en energía renovable mediante biogás, con un residuo estable y útil restante, que se denomina digestato (Hublin, Schneider, & Dzodan, 2014; Panuccio, Attinà, Basile, Mallamaci, & Muscolo, 2016). De los diversos métodos para lidiar con los desechos orgánicos, la digestión anaeróbica (DA) es el más prometedor (Lee, Hidaka, Hagiwara, & Tsuno, 2009).

La falta de información, estudios y prácticas del digestato ha originado complicaciones, limitando el uso de metodologías y herramientas estándar de evaluación de riesgos e impactos, como la Evaluación del Análisis de ciclo de vida (ACV) (EPA, 2006) y la Evaluación de riesgos ecológicos (ERE) (EPA., 1998). Muy pocos de los estudios han afirmado que los digestatos pueden presentar una biodegradabilidad residual y contener elementos orgánicos complejos, sales o bacterias patógenas que pueden dañar los organismos terrestres. Sin embargo, se han realizado pocos estudios ecotoxicológicos para evaluar el impacto ecológico de la aplicación de digestato en el suelo.

Para que el digestato se clasifique como un "producto" en lugar de un "desecho" y para lograr el cumplimiento normativo, esta corriente líquida debe someterse a tratamientos biológicos o fisicoquímicos. El tratamiento más común para el digestato es el uso como enmienda del suelo. Aunque, el exceso de nutrientes, el aumento del costo de transporte y la aceptación del mercado representan el principal obstáculo para el uso de digestato en aplicaciones agrícolas. Por lo tanto, es necesario estudiar enfoques alternativos para el manejo del digestato y las opciones de utilización de los mismos.

Sin embargo, ha habido una búsqueda cada vez mayor para el desarrollo de estrategias y acciones que contribuyan a la sostenibilidad en todos los sectores, incluido el sector agroindustrial. Dado que se debe llevar estrategias como el tratamiento y la reutilización de los desechos, de igual manera realizar una caracterización química y física, indicando su potencial contaminante. Así mismo es esencial evaluar sus implicaciones biológicas y posibles interacciones con el medio ambiente (Costa, Olivi, Botta, & Espindola, 2008; Kalčíková, Zagorc-Končan, & Gotvajn, 2011).

Parte de esas estrategias en las pruebas ecotoxicológicas en el que se usan organismos terrestres y algunas plantas que son excelentes bioindicadores debido a que su fitotoxicidad, se mide en la germinación de las semillas, longitud de las raíces y el desarrollo de la misma, de igual manera la utilización de organismos acuáticos para la determinación de crecimiento, desarrollo y adaptabilidad.

También se debe destacar la realización de pruebas toxicológicas acuáticas debido a que estos microorganismos presentan una sensibilidad a los tóxicos, y son capaces de detectar la presencia de mercurio en el agua, a concentraciones menores de numerosos pesticidas y residuos industriales. Por ejemplo, con D. magna y otros Cladóceros se hacen, generalmente, dos tipos de bioensayos: de toxicidad aguda y de toxicidad crónica. En toxicidad aguda se evalúa la concentración del tóxico que es capaz de matar o inmovilizar el 50 % de la población de la muestra, mientras que toxicidad crónica evalúa la capacidad reproductiva o el crecimiento de los individuos. Es posible, entonces, con estas técnicas, dar en pocas horas una respuesta sobre la incidencia de efluentes industriales en un ambiente acuático.

Capítulo 2. FUNDAMENTACIÓN TEÓRICA

2.1. Digestión anaeróbica

2.1.1. Caracterización

El proceso de digestión anaeróbica, también denominado proceso de biogás o biometanización, es proceso por lo cual conlleva la producción de biogás a partir del estiércol animal o los desechos domésticos, así mismo como su tratamiento (Ahring et al., 2003). Sin duda alguna esta alternativa socioambiental ha crecido de manera significativa en todo el mundo, pero especialmente en Europa. Según (Turick et al., 1991) existen siete líneas para el tratamiento de la digestión anaeróbica: tratamiento de lodos de aguas residuales municipales, tratamiento de aguas residuales industriales agroalimentarias y de fermentación, tratamiento de residuos de ganado, tratamiento de los productos orgánicos de los residuos sólidos municipales, codigestión de residuos de ganado y la fracción orgánica de residuos sólidos municipales, tratamiento de cultivos energéticos; y codigestión de lodos animales con cultivos energéticos. Estos procesos son útiles y a la vez económicamente, que darán resultados en la obtención de una fuente de energía renovable (biogás) y un posible fertilizante así como enmienda del suelo (digestato anaeróbico) (Angelidaki, Ellegaard, & Ahring, 2003).

2.1.2. Fuentes de obtención de digestatos

Una de las opciones más atractivas en términos de reducción de problemas ambientales, es la obtención de digestato, en el que consiste en aplicar como biofertilizante al suelo, ya que permite recuperar los nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, y limitar la pérdida de materia orgánica que sufren los suelos bajo explotación agrícola, además, el digestato se puede producir en cualquier lugar a través de la digestión anaeróbica y es barato en comparación con otros fertilizantes (Owamah, Dahunsi, Oranusi, & Alfa, 2014).

Sin embargo, los estudios han afirmado que el digestato aún puede contener una fracción orgánica que aún no está completamente biodegradada, así como elementos orgánicos complejos, sales o bacterias patógenas que pueden afectar la biota del suelo (C Teglia, Tremier, & Martel, 2011). El digestato no está sujeto a la regulación REACH (Registro, evaluación, autorización y restricción de sustancias químicas) y solo se han realizado pocos estudios ecotoxicológicos para evaluar el impacto ecológico de la aplicación

de digestato en el suelo. La información sobre el digestato es particularmente escasa con respecto a su inclusión de contaminantes orgánicos y otros compuestos porque su composición y características específicas cambian considerablemente dependiendo del tipo de materia prima.

La ecotoxicidad ejercida por el digestato una vez aplicado en el suelo ha sido ignorada o descartada hasta ahora. Varios estudios han limitado su evaluación al modelado del valor de fertilización del digestato que reemplaza el uso de fertilizantes sintéticos y, por lo tanto, ahorra impactos (por ejemplo, cambio climático, impactos tóxicos, agotamiento de recursos, etc.) (Boldrin et al., 2011).

La evaluación se ha limitado principalmente a evaluar las concentraciones de un número limitado de compuestos (metales pesados) y su ecotoxicidad asociada. Con ello está orientada a productos químicos específicos contenidos en el digestato (enfoque basado en sustancias), ha pasado por alto importantes consideraciones relacionadas con la exposición a contaminantes menores, los efectos de la mezcla de los compuestos, los problemas de biodisponibilidad y el papel del sustrato del suelo (Schuytema, Nebeker, & Stutzman, 1997).

Para mejorar los datos sobre las interacciones entre los contaminantes, la matriz del suelo y los organismos vivos que contiene se deben realizar ensayos ecotoxicológicos. (Kapanen & Itävaara, 2001) propusieron pruebas ecotoxicológicas para la aplicación de compost, que han sido utilizadas por (Pivato, Raga, Vanin, & Rossi, 2014) en estudios anteriores, y que se aplican al digestato en este estudio. Las pruebas realizadas se pueden dividir en dos categorías: pruebas directas e indirectas. De acuerdo con (Pandard et al., 2006) el desempeño de las pruebas directas e indirectas amplía el rango de expresión del efecto debido a las diferencias en la sensibilidad y exposición de las especies.

Mientras que las pruebas directas tratan con la muestra en fase sólida (Kapanen & Itävaara, 2001), las pruebas indirectas usan un extracto de la muestra sólida para identificar su impacto ecotoxicológico y los resultados dependen en gran medida de la relación líquida supuesta. Ambos métodos muestran ventajas y desventajas. De acuerdo con (Leitgib, Kálmán, & Gruiz, 2007) las pruebas directas dan resultados más realistas, porque se incluyen todo tipo de interacciones entre contaminantes, la matriz del suelo y los organismos de prueba y se integran todos los efectos específicos del sitio. Por el contrario, las pruebas

indirectas no examinan el riesgo de los contaminantes en todo el suelo como un elemento ambiental, sino que predicen solo el riesgo de los contaminantes en el agua subterránea.

2.1.3. Calidad de digestatos

Para la determinación de la calidad de los digestatos se tomaría en cuenta los aspectos tanto físicos, químicos y microbiológicos para así determinar si es factible o no para su uso. Con ello varios estudios hablan sobre diferentes pruebas, una de ellas son las pruebas directas e indirectas. Para las pruebas directas, se utilizan muestras de fase sólida directa, el digestato se realiza bioensayos con lombrices de tierra (Eisenia fetida); así mismo para bioensayos de plantas (Lepidium sativum). Con respecto a las pruebas indirectas se realizan la utilización de un eluato obtenido de la muestra de digestato sólido, así mismo la utilización berro de jardín (L. sativum), organismos acuáticos (Daphnia. magna, Artemia sp.) y bacterias luminiscentes (Vibrio fischeri).

2.1.4. Usos de digestatos

Fertilizantes, Propósitos agrícolas: Es el uso más convencional de los digestatos, se emplea principalmente, la fracción líquida del digestato crudo, mediante procesos de separación mecánica. Por lo general contiene una baja concentración de nutrientes, y como principales desventajas se encuentra que tienen niveles elevados de salinidad, patógenos, y otros contaminantes químicos orgánicos (Al Seadi & Lukehurst, 2012; Nkoa, 2014). La fracción líquida de digestato crudo, también puede cristalizarse y concentrarse en forma de estruvita (fosfato de magnesio y amonio, potasio y fosfato de calcio) (Vaneeckhaute, Lebuf, & Michels, 2017; Yetilmezsoy, Ilhan, Kocak, & Akbin, 2017).

Mejoradores de suelos: También para propósitos agrícolas, se emplean las fibras de fracción sólida de las tortas, que se obtienen de la separación mecánica del digestato crudo. Estas pueden compostarse o someterse a procesos de vermicompostaje (Dahlin, Herbes, & Nelles, 2015; C. Teglia, Tremier, & Martel, 2010). Otra manera de empleo como enmiendas de suelos ha sido como biochar, que puede ser obtenido de la pirólisis de pellets de digestato secos (Christel, Bruun, Magid, & Jensen, 2014). Las principales desventajas son, la presencia de elementos inertes como piedras, plásticos, vidrio, metales y patógenos. También, en

ocasiones las concentraciones de nutrientes son bajas y no es tan estable como el compost comercial (Al Seadi & Lukehurst, 2012; C. Teglia et al., 2010).

Biocombustible: Pueden convertirse en una fuente de energía de biomasa, los productos y procesos más empleados son los pellets secos de digestato crudo o fracción sólida, aunque limita la presencia de alto contenido de cenizas y bajo valor calorífico (Kratzeisen, Starcevic, Martinov, Maurer, & Müller, 2010). También, se ha obtenido, bioetanol del postratamiento para la fermentación de digestato (Monlau, Sambusiti, & Ficara, 2015), así como bio-aceite de la pirólisis de pellets de digestato secos (Balat, Balat, Kırtay, & Balat, 2009), biohidrógeno del postratamiento para la fermentación de digestato), biodiésel de la recolección y extracción de microalgas (Uggetti, Sialve, Trably, & Steyer, 2014), bio-metano del postratamiento para la digestión o recirculación del digestato (Monlau et al., 2015), y gas de síntesis por pirólisis o gasificación de los gránulos secos. Aunque, la mayoría de ellos se encuentra en estudios a escala piloto y limita la eliminación de alquitranes (Balat et al., 2009).

Otros usos industriales: Entre ellos sobresalen los biomateriales. Se han obtenido bioplásticos (alcohol polivinílico-co-etileno) a partir de la hidrólisis y la extracción del complejo de materia orgánica soluble del digestato (Franzoso, Vaca-Garcia, & Rouilly, 2016). También, biosurfactantes (el glicolípido, sophorolípidos) a partir del digestato usando un inóculo de levadura (Starmella bombicola) en condiciones aireadas (Cerda, Mejias, & Rodríguez, 2019), y hasta biopesticidas de digestato crudo o fracción sólida como medio de crecimiento después de la inoculación de Bacillus thuringiensis (Rodríguez, Cerda, Font, Sánchez, & Artola, 2019).

2.2. Toxicidad de digestatos

Existen dos tipos de toxicidad que se pueden establecer como la toxicidad acuática y terrestre.

2.2.1 Toxicidad acuática

Bioensayo con Cladóceros

La prueba se basa en la determinación de efectos letales agudos como inmovilización o mortalidad, observados en un tiempo de 48 horas, en especies de cladóceros planctónicos. Los

cladóceros más usados para este tipo de bioensayos son: Daphnia magna, Daphnia exilis, Daphnia pulex, Ceriodaphnia dubia o Moina Macrocopa. La identidad de estas debe ser especificada por un especialista, debiéndose proporcionar el origen de la cepa, y en lo posible el número de catálogo.

Todas estas especies, son filtradoras, consumiendo variedad de partículas, incluidas especies de microalgas, y materia orgánica suspendida. Por ello se les considera componentes importantes en los ecosistemas acuáticos, que permiten el flujo energético entre los productores primarios y superiores de consumidores de las cadenas tróficas de los sitios donde se encuentran.

Daphnia magna

Dentro del grupo cladóceros, las especies del género Daphnia (D. magna, D. pulex; D. similis), son los más usados como organismos de prueba o de referencia en pruebas de toxicidad. Daphnia magna es un crustáceo del zooplancton de agua dulce, conocido como "pulga de agua" que mide de 1 a 3 mm vive de manera natural en cuerpos de aguas naturales como lagos, lagunas, charcas temporales, etc., alimentándose de algas microscópicas y sirviendo, a su vez, de alimento a los peces. Las "pulgas de agua" tienen varios aspectos biológicos interesantes que las hacen ideales para los ensayos. A su corta vida (3 o 4 semanas) se suma una alta fecundidad: una vez alcanzada su madurez se reproduce cada 48 horas. Prácticamente todos los individuos que se utilizan son genéticamente idénticos. Esto se debe a que se reproducen por "partenogénesis" (parthenos=virgen), es decir que los huevos se desarrollan en embriones sin previa fecundación.

Pero la característica más interesante es su sensibilidad a los tóxicos, ya que es capaz de acusar la presencia de, por ejemplo, 0.005 mg del peligroso mercurio en el agua y otros elementos. Las pruebas de toxicidad se hacen con los neonatos, que son los juveniles con edad menor a 24 horas. La respuesta que se evalúa es la inmovilización o mortalidad de los organismos de prueba a las 48 horas de exposición a los tóxicos en estudio.

Con D. magna y otros Cladóceros se hacen, generalmente, dos tipos de bioensayos: de toxicidad aguda y de toxicidad crónica. En los de toxicidad aguda se evalúa la concentración del tóxico (conocido o desconocido) que es capaz de matar o inmovilizar el 50 % de la

población (CL50 o CE50) en 48 horas. Si una prueba de toxicidad aguda no detecta efecto alguno de mortalidad o inmovilización esto no siempre significa que el agua analizada no contenga sustancia alguna capaz de producir otro tipo de daño. Para estos casos se utilizan las pruebas de toxicidad crónica en los que la evaluación se basa en la capacidad reproductiva o el crecimiento de los individuos. Es posible, entonces, con estas técnicas, dar en pocas horas una respuesta sobre la incidencia de efluentes industriales en un ambiente acuático (Sánchez-Bain, Forget, Feola, & Ronco, 2004).

2.2.2. Indicadores más empleados

Tipos de Pruebas de Toxicidad.

En general las pruebas de toxicidad pueden clasificarse, de acuerdo a (Sánchez-Bain et al., 2004), según los siguientes criterios:

El método usado para incorporar la muestra al sistema de ensayo: estático, con renovación, flujo continuo.

El propósito para el que son usadas: control de calidad de vertidos, toxicidad relativa, evaluación de sustancias específicas, etc.

Tiempo de duración, de acuerdo con el ciclo de vida del organismo de prueba:

Agudo: Se desarrolla en un período corto (minutos, horas o algunos días), dentro del ciclo de vida del organismo empleado.

Crónico: Se desarrolla en un período relativamente largo de exposición, que represente un lapso superior al 10%, del período de vida del organismo de prueba.

Parámetros determinados a través de las Pruebas de Toxicidad.

Se pueden determinar, a través de las pruebas de toxicidad, concentraciones de tipo letal o subletal para los organismos de prueba. Se describen los siguientes parámetros (Jaramillo, 2002):

CL50: Concentración Letal media: Concentración a la cual el 50% de los organismos de prueba son muertos, durante un período específico de exposición (24, 48 a 96 horas generalmente).

CE50: Concentración Efectiva o de Inhibición media: Concentración de Efecto, a la que se produce una reducción del 50% en alguna medida del impacto crónico (reducción de la fecundidad, crecimiento, etc.), durante un período de exposición específico, que puede ser el ciclo de vida de los organismos de prueba (meses o un período mayor).

NOEC: Concentración en la que NO se observa efecto. Es la concentración mayor de tóxico a la que no se producirá ningún efecto negativo, aun cuando la exposición sea continua.

LOEC: concentración más baja de la sustancia tóxica a la cual se observa efecto sobre el organismo de prueba, en las condiciones y tiempo establecidos.

TOEC: Concentración umbral a la cual se observa efecto (media geométrica del NOEC y LOEC).

2.2.3. Toxicidad terrestre

Son pruebas importantes para la evaluación del efecto de los tóxicos en la promoción o inhibición del desarrollo y surgimiento radicular (efecto letal) en la semilla a diferentes concentraciones del tóxico, además de proporcionar datos sobre el alargamiento radicular (efecto subletal). Las pruebas de toxicidad en semillas proporcionan datos acerca del posible efecto de los tóxicos y contaminantes en las comunidades vegetales, cercanas a las márgenes de cuerpos de agua contaminados.

Presentan algunas ventajas:

- Fácil manipulación
- Bajo costo
- Las plantas son más sensibles al estrés ambiental.
- Mínimos requerimientos en cuanto a las condiciones de realización de las pruebas y ajuste de las muestras.
- Son bioensayos de fácil y rápida germinación, por lo tanto, se pueden desarrollar en pocos días.
- No se requiere de aparatos especializados.
- El tiempo de exposición al tóxico es reducido (Sánchez-Bain et al., 2004).

Semillas de Lechuga (Lactuca sativa)

Se trata de una prueba estática de toxicidad aguda (120 horas de exposición), que permite evaluar los efectos fitotóxicos de compuestos puros o mezclas complejas en el proceso de germinación de las semillas y el desarrollo de las plántulas durante los primeros días de crecimiento. El punto final de la prueba es determinar la inhibición en la germinación y en la elongación de la radícula y el hipocotilo.

La presencia de cualquier sustancia tóxica puede interferir en el desarrollo de la plántula, así como en los procesos fisiológicos que ocurren durante esta fase tan sensible de germinación y crecimiento. Estas pruebas de toxicidad en semillas, proporcionan datos acerca del posible efecto de los tóxicos y contaminantes en las comunidades vegetales, cercanas a las márgenes de cuerpos de agua contaminados, aún más si se tratan de márgenes en zonas hortícolas (Sánchez-Bain et al., 2004).

En general, muchas de las reacciones y procesos involucrados en el desarrollo, son similares para la gran mayoría de las semillas o plántulas, de manera que los bioensayos de toxicidad son iguales para las diferentes especies (Zea mays y Phaseolus vulgaris, por ejemplo). Son bioensayos de fácil y rápida germinación, por lo tanto, se pueden desarrollar en pocos días. Además de ser pruebas de bajo costo, no se requiere de aparatos especializados y el tiempo de exposición al tóxico es reducido.

2.2.4. Especies de plantas más empleadas

Algunas plantas son bioindicadores de sustancias tóxicas, y varios estudios han demostrado la eficacia de la lechuga (Lactuca sativa Linnaeus, 1753), el rábano (Raphanus sativus Linnaeus, 1753) y el arroz (Oryza sativa Linnaeus, 1753) en las pruebas de toxicidad (Caetano, Marques, Gonçalves, da Silva, & Pereira, 2016; Souza, Nociti, & Silva E Castro, 2014), donde la fitotoxicidad de estas plantas se puede determinar en función de la germinación de las semillas, la longitud de las raíces y el desarrollo de las plantas. Las semillas de rúcula y pepino también han aportado eficazmente para los análisis de toxicidad, (Moraes & Bidoia, 2015), encontró que el tratamiento electrolítico fue exitoso e indicó una baja toxicidad para los organismos probados sobre el tratamiento de efluentes de la industria textil a través de bioensayos con estas semillas.

2.3. Mecanismos.

2.3.1 Criterios de calidad.

Mediante la evaluación de los digestatos anaeróbicos que se puede hacer a partir de la proporción relativa de la cantidad de fertilizante mineral necesaria para obtener el mismo rendimiento del cultivo, o mediante comparaciones de rendimiento de campo con orgánicos reconocidos (Gong, Yan, Wang, Hu, & Gong, 2011; Hasegawa, Furukawa, & Kimura, 2005; Lafleur et al., 2012); o fertilizantes comerciales inorgánicos. Diferentes autores han calculado el valor de fertilizante de los digestatos anaeróbicos dando un propio criterio sobre la calidad de estos. (Gutser et al., 2005) compararon las características de 15 fuentes de fertilizantes orgánicos. En este estudio descubrieron que las materias primas digeridas de forma anaeróbica y mono digeridas tenían los valores quintos y sextos más altos de fertilizantes (50-70 y 40-60%, respectivamente), justo detrás de fuentes como orina, purines de aves, excrementos de aves secas y carne, sangre, harina de huesos y, curiosamente, por delante de las fuentes tradicionales, como la mezcla de ganado, estiércol sólido, lodos de depuradora, abono verde y biocompost.

Resultados similares fueron reportados por (Herrmann, Sieling, Wienforth, Taube, & Kage, 2013). Los digestatos anaeróbicos obtenidos de la codigestión de lodos animales y el ensilaje de maíz mostraron un valor relativo de fertilizante nitrogenado 30% mayor que el de los lodos de ganado y cerdo. Con respecto al rendimiento en el campo, muchos autores han demostrado que los digestatos anaeróbicos tienen un rendimiento de cultivo similar o mayor que los estiércol y los estiércol animales no digeridos correspondientes (Bachmann, Wentzel, Eichler-Löbermann, & Science, 2011; Chantigny et al., 2007; Loria & Sawyer, 2005; Loria, Sawyer, Barker, Lundvall, & Lorimor, 2007; Mattila, Joki-Tokola, & Tanni, 2003; Kurt Möller, Stinner, Deuker, & Leithold, 2008; Rubæk, Henriksen, Petersen, Rasmussen, & Sommer, 1996), lo que denota el alto valor como fertilizante de estos productos.

2.3.2. Aspectos normativos

Según Logan and Visvanathan (2019), el uso inapropiado de digestato con contaminantes puede provocar la transmisión de enfermedades a través de la cadena alimentaria, si es apropiado y no se aplican controles estrictos. Por lo que diversos países han

establecido legislaciones para imponer niveles y estándares de tratamiento adecuados para la eliminación segura de los desechos orgánicos. A pesar de ello, en los países en vías de desarrollo, los criterios de la calidad de digestatos no son frecuentes en las normativas ambientales, por lo regular se toma como criterio las normas de fertilizantes orgánicos que, en muchos casos, no establecen muchos criterios principalmente para los metales y otros (Lamolinara et al., 2020).

Las principales normativas relacionadas con la calidad del digestato anaeróbico a nivel mundial, principalmente se encuentran en los países de Europa. La BSI-PAS-110:2010 (British Standards Institution Publicly Available Specification 110:2010) en el Reino Unido, SPCR 120 en Suecia, NFU44-051 en Francia, y la RAL-GZ245 y GZ246 en Alemania (Logan & Visvanathan, 2019). Estas normativas presentan especificaciones como el contenido de metales pesados y otros parámetros de calidad (Lamolinara et al., 2020).

Capítulo 3. METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN.

3.1 Tipo de investigación.

El presente proyecto se realizó de forma exploratoria cualitativa documental. En este caso, la investigación fue descriptiva, basada en la revisión de las variables que intervienen en el proceso de obtención de digestatos. Se buscaron estudios de investigación aplicada de calidad fisicoquímica y toxicológica de digestatos obtenidos de diferentes sustratos. Mientras que, el análisis de estos resultados permitió organizar según los tipos de ensayos de toxicidad y generar nuevos conocimientos a partir de la búsqueda bibliográfica.

3.2 Métodos de investigación.

Este tipo de estudio se realizó a través de herramientas bibliométricas, para lograr la comprensión del estado del arte de la toxicidad de digestatos e identificar los vacíos en la literatura científica. La investigación planteada, tiene un potencial significativo para contribuir en el campo y permite analizar el comportamiento bibliográfico. La revisión sistemática de la literatura se puede considerar como “un medio para evaluar e interpretar toda la investigación disponible relevante para una pregunta de investigación particular o área temática o fenómeno de interés" (Kitchenham, Dyba, & Jorgensen, 2004).

Algunas de las características claves de una revisión sistemática, según (Moher et al., 2015) son: Un conjunto de objetivos claramente establecido con una metodología explícita y reproducible; Una búsqueda sistemática que intenta identificar todos los estudios que cumplirían con los criterios de elegibilidad; Una evaluación de la validez de los hallazgos de los estudios incluidos (por ejemplo, evaluación del riesgo de sesgo y confianza en las estimaciones acumulativas); y Presentación sistemática y síntesis de las características y hallazgos de los estudios incluidos.

Como plantea (Brereton, Kitchenham, Budgen, Turner, & Khalil, 2007) los trabajos de investigación resumidos en la revisión se denominan estudios primarios, mientras que la revisión en sí es estudios secundarios. La acumulación de evidencia a través de estudios secundarios puede ser muy valiosa para ofrecer nuevas ideas o para identificar dónde se podría aclarar un problema mediante estudios primarios adicionales.

En este caso, se definieron términos de búsqueda con palabras claves relacionadas con el tema y separadas con los operadores booleanos (and, or), que incluirán “digestate, anaerobic digestion, terrestrial, aquatic, toxicity, quality, organic waste”. Estos términos fueron obtenidos de los títulos, resúmenes o palabras claves de artículos científicos, capítulos de libro y conferencias, y además se colocó como restricción fechas de publicación a partir del año 2000.

Las bases de datos científicas en esta parte del estudio fueron los artículos publicados por editoriales académicas de gran prestigio como: Science Direct, Springer, Wiley Online Library, Taylor Francis & Group, Sage, Emerald insight, y Scielo. Otros tipos de documentos, como conferencia y los informes de investigación de resultados de proyectos se incluirán cuando sea necesario llenar los vacíos de la literatura.

En dependencia del número de documentos encontrados, se emplearon otros criterios para la exclusión, en este caso, se excluyeron los documentos que no incluían el texto completo o no eran de relevancia sobre los criterios de calidad de los digestatos. Por lo tanto, los artículos relevantes se seleccionaron de la muestra, para identificar los ensayos más utilizados y su empleo como indicadores de la calidad de los digestatos. Los datos se organizaron con la finalidad de realizar una comparación visual entre términos de búsqueda, países, regiones, años, e información clave, entre otros.

Capítulo 4. ANÁLISIS DE RESULTADOS

4.1 Recopilación de la información relevante relacionada con la calidad físico-química y toxicológica de los digestatos

La primera sección de este trabajo de revisión bibliográfica aborda un resumen de las principales fuentes de información disponibles en las diferentes bases de datos de literatura científica, sobre los criterios de calidad fisicoquímica y toxicidad de los digestatos, de diferentes fuentes de información que minuciosamente ha sido analizado para la obtención de datos relevantes en este estudio.

Muchos de ellos determinan ensayos toxicológicos que se ha realizado en varios países sobre todo en Europa para establecer legislaciones ambientales en cuanto al uso de digestatos en cultivos, ya que en muchas partes del mundo no cuentan con normativas, por ejemplo en Ecuador no hay ninguna legislación en cuanto al uso de digestatos y sobre todo a su toxicología por ende se realiza un análisis sistemático de los estudios que se han realizado en el cual, se dará a conocer los más relevantes a ello.

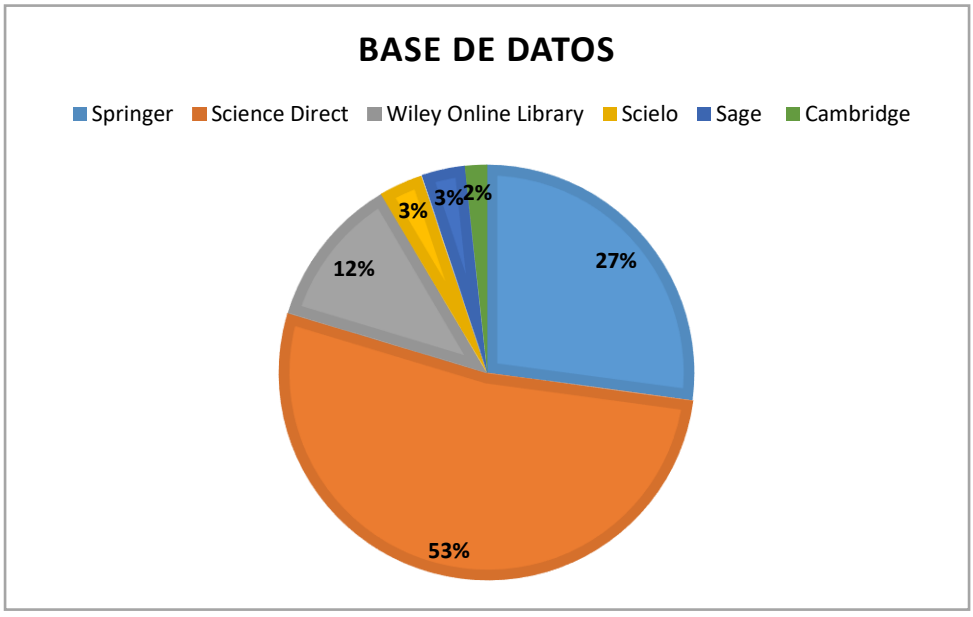

Figura 1. Porcentaje de base de datos utilizados.

La clasificación general fue artículos científicos y otras fuentes que incluyeron (Capítulo / Libro, Conferencia, Informes, página web). Muchos de ellos sobresalen estudios sobre la investigación referente a la toxicidad de digestatos, así mismo se toma en cuenta que en varios países europeos han tomado la iniciativa de realizar análisis toxicológicos sobre los digestatos ya que el uso de ellos en los cultivos ha sido de vital importancia sobre todo en el reemplazo del uso de plaguicidas, ya que se ha demostrado que aparte de combatir las plagas de varios cultivos, las plantas absorben esos productos químicos y dan como resultado frutos de pésima calidad.

Por ende, gracias al uso de los digestatos, principalmente, en estado sólido-líquido ha hecho que los cultivos demuestren una mejora en su calidad como en su producción. Muchos de los artículos que cumplieron con los criterios fueron seleccionados para un análisis en profundidad de los métodos, resultados y conclusiones; un total de artículos inicialmente cumplieron este criterio, pero un pequeño porcentaje fueron excluidos porque no incluían el texto completo o la relevancia para expresar los indicadores. Por lo tanto, los artículos relevantes se seleccionaron de la muestra para identificar los ensayos más utilizados y su empleo como indicadores de la calidad de los digestatos.

Para los datos recolectados se hizo un análisis minucioso de cada uno de los temas que tratan referente a la toxicidad de los digestatos, pero lastimosamente en muchos países no hay mucha importancia a ello ya que no cuentan con legislaciones que lo respalden, así mismos estudios detallados sobre su toxicidad. Dado que la recolección de información ha sido muy escasa, se han tomado énfasis en los más relevantes e importante ante el tema que se va a tratar.

En cada base de datos que se obtuvo la información se analizó puntos importantes como los ensayos, los resultados, sus indicadores y su procedencia. Como se puede apreciar en la tabla, se muestran las principales investigaciones para así obtener información verídica ante la problemática que se está analizando.

Las primeras investigaciones fueron desde 1996 pero a partir del 2005 se empezó a enfatizar el estudio de la ecotoxicología y estabilidad del digestato, siendo este año junto con el 2013 y 2014, los años en donde mayor rango de investigación de digestatos se ha encontrado, lo que refuerza la idea de que esta es un área relativamente nueva de

investigación, evidenciada también por el total de 204 artículos encontrados en varias revistas, publicaciones e informes a nivel mundial.



Figura 2. Lista de publicaciones por año.

En el análisis de los resultados de la información obtenida sobresalen los países europeos, principalmente, Alemania, Reino Unido, Portugal y otros, ya que allí se han inclinado en la conservación del medio ambiente. Adicionalmente, en estos países se han realizado varios esfuerzos por incorporar la utilización de alternativas ecológicas en los cultivos que se producen. A diferencia de otros países que no consideran los daños y afectaciones a la naturaleza, y no toman conciencia de esta problemática, no promueven una sociedad más justa, equitativa y armónica entre la sociedad y la naturaleza.

La investigación publicada se concentra principalmente en Europa, que se presenta dirigida a los usos de digestatos para diversos fines, y que también es el continente líder en la toma de medidas sobre la gestión y tratamiento de residuos sólidos (Deus, Bezerra, & Battistelle, 2019). Este estudio analizó el estado técnico de estos indicadores en la gestión digestatos mediante la recopilación de artículos clave de una variedad de autores e instituciones de diferentes países utilizando palabras clave establecidas, al tiempo que identifica las interrelaciones.

4.2 Calidad fisicoquímica de los digestatos.

La Tabla 1 resume las principales propiedades físico-químicas y los parámetros de suma para la caracterización del digestato. Se presentan propiedades como sólidos totales (TS), sólidos volátiles (SV), carbono orgánico total (COT), contenido de nutrientes (N, P y K), agentes patógenos y otros compuestos como metales obtenidos de diferentes sustratos de digestato y procesos de digestión sobre la base de sólidos secos (BS). Es importante considera que estos resultados difieren en la composición del sustrato y la dilución del sustrato en agua. Por ejemplo, un digestor tubular proporciona menos contenido de N, -P, y potasio (K) que un domo fijo o un digestor de mezcla completa ya que, en el digestor tubular, la relación estiércol / agua se diluye (1: 3), mientras que el otros esto se hace 1: 1. Finalmente, hay otros parámetros, como el tipo de tecnología (mesofílica, termofílica, agitada, etc.), el tiempo de retención, entre otros, que dificultan la estandarización de los resultados. La calidad del digestato debe estandarizarse y las pruebas deben regularse tal como existen en otros productos (azúcares, biogás, etc.).

Tabla 1. Propiedades fisicoquímicas y parámetros de calidad de digestatos encontrados en la literatura.

Sustratos	Tipos de biodigestores	ST, %	SV, ST, %	COT, mgL^{-1}	pH	N-NH_4^+, mgL^{-1}	P-P_2O_5, mgL^{-1}	K, mgL^{-1}	Patógenos*	Otros, Metales, mgL^{-1}	Referencia
Estiércol de cuy	Biodigestor tubular	0.70	43.56	139.30	7.10	201.83	188.94	250.9	*E. coli*: 1.70 x 10^7 MPN mL^{-1} [1]Coliformes Totales: 1.70 x 10^8 MPN mL^{-1}	-	(Garfí, Gelman, Comas, Carrasco, & Ferrer, 2011)
Residuos alimentarios y agrícolas.	Líquido codigerido	5.25	-	-	8.2	11.3	6.47	37.6	-	-	(Rigby & Smith, 2013)
Desperdicio de alimentos (mezcla de pan, carne cocida, frutas y verduras)	Líquido codigerido mesofílico	17.1	-	-	4.4	3.50	3.81	5.44	-	-	(Rigby & Smith, 2013)

Estiércol de cerdo	Digestores anaerobios a gran escala	10.09	-	901.2	7.49	815.2	112	880.4	-	Zn:20.66/Cu 16.34/As:0.26	(Jin & Chang, 2011)
Estiércol de vaca	Digestores anaerobios a gran escala	10.35	-	1292.5	7.66	674.4	187.4	547.3	-	Zn:17.45/ Cu 3.29/As: 0.06	(Jin & Chang, 2011)
Estiércol de ganado	Biodigestor tubular mesófilo	-	-	-	7.47	96	114	158.0	Coliformes Fecales : 1.06 × 10^6 $CFUg^{-1}$ ST, , Huevos de Helmintos: 24 HH 4 g^{-1} ST, Ausencia de *Salmonella spp*.	Na: 390/ Mg: 150/ Ca: 880/ Al: 20	(Castro et al., 2017)
Purines de cerdo más subproductos animales	Biodigestor a escala industrial	1.95		115.50	8.2	68.25	3.9	39		Na:14.16/ Ca:4.25/Mg: 1.31/Zn: 0.68/Cu:0.08	(Alburquerque et al., 2012)
Estiércol de	Biodigestor	9.01		3036.3	7.5	216.2	72.08	279.3		Na:	(Alburquerqu

ganado más residuos agroindustriales	a escala industrial			7		4		1		67.21/Ca: 362.74/Mg: 62.89/Zn: 2.50/Cu: 0.97	e et al., 2012)
Purín de cerdo	Digestor mesofílico-termofílico (tipo laguna)	9.8		4360.00	8.0	1065			Coliformes totales: 240 × 10^4 CFU g^{-1} ST/Coliformes fecales 3.6 × 10^4 CFU g^{-1} ST	Pb 7.2 Ca 37 300/ Mg 24 266 /Cd 3.8 Cr 10.1 Cu 1 796/Ni 16.9	(Pampillón-GonzáLez et al., 2017)
Cultivos energéticos, purines de estiércol de vaca y residuos agroindustriales	Reactores de tanque agitados continuos termofílicos	0.35	75.3	277.86	8.7	79.07	18.83	-	-	-	(Pognani, D'Imporzano, Scaglia, & Adani, 2009)
Cultivos energéticos,	Reactores de tanque	0.36	68.4	276.34	8.3	75.24	18.47	-	-	-	(Pognani et al., 2009)

purines de estiércol de vaca, residuos agroindustriales y orgánicos de residuos sólidos urbanos (RSU).	agitados continuos termofílicos								
Hojas de remolacha y otros residuos de cultivos	Biodigestor agitado mesofílico alimentado por lotes	6		7.4	78	24	252	Na: 60/Mg: 24/Zn: 0.3/Cu: 0.06	(Gunnarsson, Lindén, & Gertsson, 2011)

En cuanto a las propiedades físico-químicas que presenta la tabla, se puede observar que son variados los sustratos empleados, por ejemplo, estiércol, residuos sólidos urbanos, entre otros. En el caso de las tecnologías, se pudo evidenciar que en los biodigestores en los que se encuentra estiércol animal, arroja una mayor cantidad de agentes patógenos a comparación de los sustratos de residuos o desperdicios alimentarios y agrícolas. Además; se observa que estos carecen de patógenos, metales pesados y sólidos volátiles, por lo que en la presencia de estiércol animal la su respuesta es mucho más alta. Así mismo su comparación con otras metodologías aplicadas en la toxicidad se demuestra que con el uso de digestores hay más resultados en patógenos, metales pesados y otros, que con la utilización de reactores de tanques.

Tabla 2. Propiedades fisicoquímicas y parámetros de calidad de digestatos expresados en Materia Seca (MS) encontrados en la literatura.

Parámetro	**Unidades**	**Valor**	**Límite Superior un**
Humedad (H)	%	72.5	50
Materia seca	%	27.5	-
pH	-	8.2	6.0–8.8
Conductividad	mS / cm	3.1	-
TOC	% MS	38.4	> 20
Amonio	% MS	0.94	0.2 0.2
TKN	% MS	2.9	-
Relación C / N	-	13	25
Potasio	mgK / kg MS	119	-

Parámetro	**Unidades**	**Valor**	**Límite Superior un**
Fósforo	mgP / kg MS	8433	-
Zinc	mgZn / kg MS	122	500
Cadmio	mgCd / kg MS	<0.5	1.5
Cromo	mgCr / kg MS	2.69	-
Cobre	mgCu / kg MS	20.5	230
Mercurio	mgHg / kg MS	0.7	1.5
Níquel	mgNi / kg MS	2.47	100
Dirigir	mgPb / kg MS	7.03	140
Cromo hexavalente	mgCr VI / kg MS	2.69	0.5
Índice de respiración (4) b	mgO 2 / kg MS	3.7-5.6	-

La tabla 2 presenta los límites aceptables para la calidad de los fertilizantes para uso agrícola de acuerdo con la regulación italiana (Decreto Legislativo Italiano) n. 75/2010,); en algunos parámetros no existe un valor límite específico disponible para el digestato, por lo tanto, los límites deben considerarse solo una referencia.

4.3 Ensayos de toxicidad acuática aplicados a digestatos.

Para el análisis de la determinación de ensayos de toxicidad acuática se han agrupado información sobre dicha investigación para lo cual se tomó en cuenta varios de ellos como

Daphnia magna, Daphnia exilis, Daphnia pulex, Ceriodaphnia dubia o Moina Macrocopa, Chlorella sorokiniana, Raphidocelis subcapitata, Lemna minor L. A partir de ello se determinó las variables a considerar que se muestran en la tabla que está a continuación. Los resultados muestran los análisis de toxicidad, ensayos, indicadores, mediciones, resultados e implicaciones que se pueden apreciar.

Tabla 3. Descripción significativa de los ensayos estudiados con indicadores acuáticos para la determinación de la toxicidad de los digestatos.

Ensayo	Tipo de digestato.	Tipo de indicador	Tipo de medición	Condiones del exp	Resultados de medición.	Implicaciones para la práctica de gestión	Referencia
Placas Petri.	Residuos Agroindusriales, estiércol.	Chlorella sorokiniana	Inhibición.	pH=10 T=25C	El butirato exhibió efectos inhibitorios sobre los *prototecoides de Chlorella sorokiniana* y *Auxenochlorella* a concentraciones superiores a 0.1 gC L^{-1} y 0.25 gC L^{-1} ,	Las microalgas son más susceptibles a la toxicidad del buritato a concentraciones altas.	(Markou, Wang, Ye, & Unc, 2018)
Placas Petri	Residuos Agroindusriales, estiércol.	*Chlamydomonas reinhardtii*	Inhibición.	pH =10 T=25C	El acetato causó inhibición en *Chlamydomonas reinhardtii* a concentraciones superiores a 0,4 g L^{-1}	Estas son susceptibles a la toxicidad del acetato a concentraciones altas.	(Markou et al., 2018)
Ecotoxicid	Desechos	*V. fischeri*	Concentracio	Inhibición	Respuesta tóxica	La prueba de	(Alvaren

ad del eluato	orgánicos en las aguas.		nes probadas de 100.0, 50.0, 25.0, 12.5 y 6.8% (v / v	en Solución de NaCl al 2%).	significativa alta debido a su baja estabilidad en el transcurso de 4 días.	autocalentamiento Dewar, evidencia la importancia de lograr una estabilización completa del compost antes de su aplicación al suelo.	ga et al., 2016)
Ecotoxicidad del eluato	Desechos orgánicos en las aguas.	*D. magna*	Concentraciones probadas de 100.0, 50.0, 25.0, 12.5 y 6.8% (v / v	Uso de cinco dafnidos en menos de 24hrs	Respuesta tóxica significativa media alta debido a su baja estabilidad en el transcurso de 4 días.	La prueba de autocalentamiento Dewar, evidencia la importancia de lograr una estabilización completa del compost antes de su	(Alvarenga et al., 2016)

						aplicación al suelo.	
Toxicidad de efluentes completos	Digestato de una planta de biogás descentralizada de residuos de granjas	*Artemia sp.*	Eluato sólido-líquido 1:50 (v/v)	Diluciones a 20 ± 1 °C durante 48h.	Para concentraciones de no hubo concentración, a excepción del 100% que se obtuvo una inhibición de la movilidad tanto para los tres indicadores.	Se consideran factores como: diferentes metodologías, diferencias de soluciones, rango de digestores, materia prima y tratamiento del digestato.	(Pivato et al., 2016)
Toxicidad de efluentes completos	Digestato de una planta de biogás descentralizada de residuos de granjas	*Daphnia*	Eluato sólido-líquido 1:50 (v/v)	Dafnidas jóvenes de menos de 24h, en diluciones a 20 ± 2 °C			
Toxicidad de efluentes completos	Digestato de una planta de biogás descentralizada de residuos de granjas	*Vibrio fischeri*	Eluato sólido-líquido 1:50 (v/v)	Solución de NaCl al 2%)			

Placas de petri con vidrio esterilizado	Productos derivados de la vinificación.	*Aliivibrio fischeri,*	Se centrifugó (10,000 rpm; 5 min; 4 ° C), pH (7.0 ± 0.2).	Se estabilizaron durante 30 min (4 ° C) y 15 min (15 ° C).	Los parámetros indican que el 50 y 90% del efecto agudo fueron estadísticamente diferentes para las tres pruebas.	Las especies acuáticas, con altos niveles de dilución, se sugiere que su eliminación ilegal o reutilización en fertirrigación traería efectos peligrosos al suelo y cuerpos de agua.	(Sousa et al., 2019)
Placas de petri con vidrio esterilizado.	Productos derivados de la vinificación.	*Daphnia magna,*	Los neonatos fueron incubados durante 72 h (20–22 ° C.	Evaluación de un rango de 5 fracciones de 3, 6, 12, 15 y 20% v / v). (pH ajustado a 7,1 ± 0,1).			
Placas de petri con vidrio esterilizado,	Productos derivados de la vinificación.	*Danio rerio*	28 ° C	Se mantuvieron en un fotoperíodo oscuro y			

				se alimentaron dos veces al día.			
Placa Petri	Digestato de suspensión de cerdo.	*Raphidocelis subcapitata*	Inhibición	T=4C Ph= neutro	Organismo más sensible con una CE_{50} de 0.77% y TU de 129.87.	Tanto el puntaje de toxicidad como el puntaje de riesgo de la batería se convierten en una escala basada en el juicio de expertos.	(Tigini, Franchino, Bona, & Varese, 2016)
Placa Petri	Digestato de suspensión de cerdo.	*Lemna minor* L	Inhibición.	T=4C Ph= neutro	Desarrolló frondas y biomasa, con CE_{50} en el rango de 1.02–1.77% y TU en el rango de 58.82–98.03.	C = 2 si la EC x es superior al 100%; C = 1 si la EC x y sus límites de	(Tigini et al., 2016)

			confianza del 95% son inferiores al 100%.

Vibrio- Chlorella sorokiniana

El rendimiento de las microalgas cultivadas con digestatos está influenciado por varios parámetros de cultivo, como las características fisicoquímicas de los digestatos (perfil de nutrientes, contenido de compuestos inhibidores, etc. Aun cuando algunas especies de microalgas tienen la capacidad de utilizar, de manera mixotrófica o heterotrófica, ácidos orgánicos como el acetato o butirato fermentativo como fuente de C y / o energía, estos pueden causar inhibición a mayores cantidades. El butirato exhibió efectos inhibitorios sobre los prototecoides de Chlorella sorokiniana a concentraciones superiores a 0.1 gC L^{-1} y 0.25 gC L^{-1} (Markou et al., 2018).

Vibrio- Chlamydomonas reinhardtii

Los digestatos se caracterizan por su alto contenido en nitrógeno amoniacal, sólidos en suspensión y varios inhibidores que pueden limitar el crecimiento. El acetato causó inhibición en Chlamydomonas reinhardtii a concentraciones superiores a 0,4 g L^{-1}. Aunque la inhibición de ácidos orgánicos depende de las especies de microalgas ya que se han utilizado concentraciones de acetato significativamente más altas (> 3 g L^{-1}) para el cultivo de algunas microalgas sin mostrar ninguna inhibición, esto también pasa con el amoniaco ya que con el pH del medio de cultivo alto suele causar inhibición en algunas microalgas y en otras no (Markou et al., 2018).

Ecotoxicidad del eluato – V. fischeri, Daphia magna

La ecotoxicidad de eluato en los indicadores de Daphnia magna, el bioensayo de inmovilización con el crustáceo de agua dulce D. magna, es un ensayo simple y estandarizado, que se incluye regularmente en baterías de bioensayos, es, de hecho, bastante adecuado para ser utilizado en la evaluación del impacto de los eluidos de desechos orgánicos en aguas superficiales y subterráneas, porque es muy sensible al amoníaco, metales y otros tóxicos. De hecho, en el presente estudio, D. magna fue capaz de detectar no solo la toxicidad de los desechos orgánicos no estabilizados, sino también la toxicidad de aquellos que han sido estabilizados químicamente con cal, y todavía pueden tener una alta carga de materiales orgánicos degradados en su matriz (Alvarenga et al., 2016). En general, estos bioensayos con

eluatos de desechos orgánicos son importantes para evaluar los efectos perjudiciales que pueden surgir de la aplicación de desechos orgánicos al suelo.

Toxicidad de efluentes completos – Artemia sp, Daphia magna

En este estudio, solo se pueden considerar dos niveles tróficos (ya sea planta o invertebrado) con una especie en cada uno. El uso de plantas y lombrices de tierra, realizado en este trabajo, depende de la disponibilidad de organismos que puedan usarse para pruebas ecotoxicológicas y del sustrato específico (suelo) a analizar. A pesar de su importancia histórica y fundamental en ecotoxicología, estos organismos no proporcionan información útil cuando se aplican al medio ambiente terrestre. Por su biología y la forma en que están en contacto con la sustancia a analizar. En contraste, las plantas terrestres y las lombrices de tierra evolucionaron para tomar nutrientes del suelo. Su anatomía y fisiología son específicas para este entorno y, en consecuencia, sensibles a la perturbación del suelo (Pivato et al., 2016).

Placas de Petri con vidrio esterilizado - Aliivibrio fischeri, Daphnia magna, embriones de Danio rerio

Se demostró una toxicidad de alta a moderada hacia todos los organismos, bacterias, invertebrados, plantas y animales probados, en orden decreciente de sensibilidad (D. rerio > D. magna > A. fisheri > A. cepa > L. sativum ≈ S. lycopersicum > L. sativa > Z. mays ≈ P. vulgaris). La susceptibilidad variaba según el tipo de organismo, especie, y es dependiente de la dosis para todos los organismos y dependiente del tiempo para los embriones de peces. El ensayo de toxicidad en embriones de peces mostró que los subproductos de la vinificación tienen un impacto más severo en los peces, ya que el 50% de los embriones de pez cebra todavía se vieron afectados por una dilución de 290 veces del efluente. Esto comprueba un fuerte impacto toxicológico tanto en plantas como en especies acuáticas, incluso a altos niveles de dilución, lo que sugiere que su eliminación ilegal o reutilización en fertirrigación traería efectos peligrosos al suelo y cuerpos de agua (Sousa et al., 2019).

Vibrio. Raphidocelis subcapitata & Lemna minor.

Se realizaron pruebas de ecotoxicidad basada en la sensibilidad que tienen ante las sustancias toxicas, su bajo costo y fácil accesibilidad, seleccionadas por recomendación de legislaciones europeas. La Raphidocelis subcapitata (Korshikov) Nygaard et al., Originario de

la Agencia Regional para la Protección del Ambiente (ARPA Piemonte, Grugliasco, TO), se utilizó para la inhibición del crecimiento de algas (UNI EN ISO 8692: 2005). Las pruebas se realizaron según lo descrito por (Tigini et al., 2016), y los datos se elaboraron utilizando ToxCalc ™ 5.0. y la planta acuática Lemna minor L. se utilizó para evaluar la inhibición tanto del peso seco de la biomasa como del número de fronda (ISO SO / WD 20079).

Algunos autores han analizado y establecen en los ensayos acuáticos, que varios indicadores denotan resultados favorables y no favorables para establecer la toxicidad de los digestatos en los cuerpos hídricos. Uno de ellos es la utilización del eluato con V. fischeri y Daphnia magna que gracias a que es un ensayo simple y estandarizado, no solo para organismos acuáticos sino terrestres, los eluidos son muy sensibles al amoníaco, metales y otros tóxicos presentes, así mismo puede evaluar y detectar no solo la toxicidad, sino la toxicidad de aquellos que han sido estabilizados químicamente con cal.

Algunos ensayos pueden ser útiles para evaluar estrategias claves como la determinación del comportamiento de Aliivibrio fischeri, Daphnia magna, embriones de Danio rerio en varios escenarios ya que establecen su adaptabilidad al suelo y al agua ante la presencia de agentes toxicológicos que conllevan a analizar cuán importante son en el entorno.

Estos indicadores intentan superar algunas de las principales deficiencias identificadas sobre la toxicidad de los digestatos, obtenidos de RSU, y residuos agrícolas/ganaderos, tratados mediante digestión anaeróbica, así mismo determinan su adaptabilidad y con ello demuestran un importante papel en la calidad de digestatos; cabe recalcar que estudios sobre ello son su escasos por ende su investigación será fundamental para la construcción de nuevas legislaciones ambientales en la toxicidad de los digestatos.

4.4 Ensayos de toxicidad terrestre aplicados a digestatos.

Los ensayos de toxicidad terrestre determinan el nivel de toxicidad de manera eficaz, simple, rápida y económica para su análisis, dado que incorporan material vegetal. En el cual se toma en cuenta las más estudiadas y relevantes que pueden aplicarse prácticamente a digestatos provenientes de variadas materias primas y procesos.

Tabla 4. Descripción significativa de los ensayos estudiados con indicadores terrestres para la determinación de la toxicidad de los digestatos.

Ensayo	Tipo de digestato.	Tipo de indicador	Tipo de medición	Condiones del experimento	Resultados de medición.	Implicaciones para la práctica de gestión	Referencia
Placas Petri	Fertilización de los digestatos de residuos agrícolas y agroindustriales.	Berro *Lepidium sativum.*	Concentraciones 20%, 10%, 1% y 0.1%.	Muestras de digestato con materia seca, pH ligeramente alcalinos (> 7,5).	Diferencias significativa entre la masa seca de las plántulas entre los digestatos y las concentraciones.	Los digestatos tienen una alta variabilidad y contenido desequilibrado requieren su análisis antes de que puedan integrarse en los programas de fertilización.	(Alburquerque et al., 2012)
Placas Petri	Fertilización de los digestatos de residuos agrícolas y agroindustriales.	Lechuga *Lactuca sativa*	Concentraciones 20%, 10%, 1% y 0.1%.				

Placas de Petri cuadradas	Rasgos físico-químicos, fitotoxicidad y detección de patógenos en digestatos anaerobios líquidos	Semillas de berro (*Lepidium sativum*)	Concentraciones de solución del 10%, 25%, 50% y 100%.	Incubaron en la oscuridad a 23 ° C durante 72 h.	Los análisis de este estudio demostraron ser biofertilizantes potencialmente útiles debido a sus concentraciones de nutrientes esenciales para las plantas como N, P, K.	Distribución de la tierra sea precedida por un análisis fisicoquímico y de nutrientes.	(Coelho et al., 2018)
Toxicidad de efluentes completos	Uso de digestato de una planta de biogás descentralizada en la granja como fertilizante en suelos	Berro, *Lepidium sativum*	Diez concentraciones 0% (control), 2.5%, 5%, 7.5%, 10%, 15%, 20%, 40%, 70% y 100% (p / p)	Se agregaron500 g ± 5 g del suelo artificial y arena en 1: 1 (v / v).	Respuestas biológicas favorables en bajas exposiciones a los digeridos. Debido a las dosis bajas de digestato.	Se consideran factores como: diferentes metodologías, diferencias de soluciones, rango de digestores, materia prima y tratamiento del digestato.	(Pivato et al., 2016)

Toxicidad de efluentes completos	Uso de digestato de una planta de biogás descentralizada en la granja como fertilizante en suelos	Lombriz de tierra *Eisenia fetida*		Enterrar las lombrices en 15 minutos en la mezcla artificial de suelo para determinar su comportamiento.	Tendencia de hormesis con respecto al crecimiento relativo y la reproducción.		
Placas Petri de Poliestireno con Folin Ciocalteu.	Digestato de aguas residuales y residuos vinícolas.	Berro (*Lepidium sativum*	El índice de germinación (GI); Bioestimulación.	T=25C X 72h.	Inhbición= >60%, Bioestimulación= 20% El ajuste del modelo logístico (R^2 0.98).	IG valores mayores o menores al 100%. Si los valores están entre 80% y 120%, los efectos son probablemente los controles negativos; de	(Da Ros, Libralato, Ghirardini, Radaelli, & Cavinato, 2018)

					lo contrario, los valores> 120% indican bioestimulación y <80% de efectos de inhibición	
Digestato de aguas residuales y residuos vinícolas.	Mostaza blanca *Sinapsis Alba)*	El índice de germinación (GI); Bioestimulación.	T=25C X 72h.	IG= > 60% Bioestimulación =30% Modelo logístico lineal (R^2 0.98).	IG asume valores mayores o menores al 100%.	(Da Ros et al., 2018)
					Si los valores están entre 80% y 120%, los efectos son controles negativos; valores> 120% indican	

					bioestimulación y <80% de efectos de inhibición.	
Digestato de aguas residuales y residuos vinícolas.	Sorgo *Sorghum saccharatum*	El índice de germinación (GI); Bioestimulación.	T=25C X 72h.	IG= > 60% Bioestimulación=19 % a dosis bajas (6.25%) Modelo logistico lineal (R^2 0.95).	IG asume valores mayores o menores al 100%. Si los valores están entre 80% y 120%, los efectos son controles negativos; valores>	(Da Ros et al., 2018)

			120% indican bioestimulación y <80% de efectos de inhibición.

Placas Petri – Berro y Lechuga

El ensayo con placas Petri son fundamentales porque para los usos agrícolas de los digestatos estables pueden estar condicionados por sus efectos fitotóxicos durante el crecimiento temprano (germinación), debido principalmente a la salinidad. Por lo tanto, las tasas de aplicación de digestato deben considerar las concentraciones de Na y Cl, y también los metales pesados (especialmente Cu y Zn), para evitar cualquier riesgo de acumulación de metales en el suelo, así como la salinización o los efectos fitotóxicos, ya detectados después de la aplicación excesiva de estiércol animal y lodos. Para evitar la fitotoxicidad, la aplicación de digestato al suelo debe realizarse con bastante anticipación a la siembra, evitando el contacto directo con plantas jóvenes o semillas germinadas. El máximo beneficio de los nutrientes proporcionados se puede obtener si el digestato se aplica junto con el agua de riego, actuando como un diluyente (Alburquerque et al., 2012).

Placas Petri cuadradas – Semillas de berro

La aplicación ambiental segura de los digestatos anaerobios, depende de la composición química y la disponibilidad de estos elementos en el digestato anaeróbico. Aunque la mayoría de los digestatos anaeróbicos investigados estaban dentro de los límites recomendados, la concentración total es solo una indicación del potencial de toxicidad. Muchos otros factores e interacciones entre los digestatos anaerobios, el suelo y las plantas pueden influir en el nivel de biodisponibilidad de metales pesados y, por lo tanto, en la toxicidad. Solo cuando los metales pesados están en su forma iónica o en la fracción intercambiable del suelo, migran y se acumulan en las plantas y otros organismos vivos; por lo tanto, los metales pesados en la fracción soluble en agua de los digestatos anaeróbicos (Cu, Zn, Mn, Ni y Cd) merecen más atención, debido a la toxicidad directa al medio ambiente. Otro factor a considerar en los digestatos anaerobios es la lixiviación y la acumulación en suelos agrícolas debido a la aplicación constante de digestatos anaerobios (Coelho et al., 2018).

Toxicidad de efluentes completos – Artemia sp. & Daphia magna

En este estudio, solo se pueden considerar dos niveles tróficos (ya sea planta o invertebrado) con una especie en cada uno. El uso de plantas y lombrices de tierra, realizado en este trabajo, depende de la disponibilidad de organismos que puedan usarse para pruebas

ecotoxicológicas y del sustrato específico (suelo) a analizar. A pesar de su importancia histórica y fundamental en ecotoxicología, estos organismos no proporcionan información útil cuando se aplican al medio ambiente terrestre por su biología y la forma en que están en contacto con la sustancia a analizar. En contraste, las plantas terrestres y las lombrices de tierra evolucionaron para tomar nutrientes del suelo. Su anatomía y fisiología son específicas para este entorno y, en consecuencia, sensibles a la perturbación del suelo (Pivato et al., 2016).

Placas Petri de Poliestireno - Berro (Lepidium sativum), Mostaza blanca (Sinapsis Alba) & Sorgo (Sorghum saccharatum).

Se realizaron pruebas de fitotoxicidad de dos digestatos con tres macrofitas dos especies dicotiledóneas (Lepidium sativum y Sinapis alba) y una especie monocotiledónea (Sorghum saccharatum), se utilizaron placas de poliestireno equipadas con un papel de filtro Whatman, en la que se incubaron diez semillas por placa de Petri durante 72 ha 25 ° C en la oscuridad. Los resultados se obtuvieron utilizando una cámara digital corregida por distorsión objetiva. Se registró el número de semillas germinadas y se midió la longitud total de las plántulas. El diseño experimental consideró la caracterización de la fitotoxicidad (Da Ros et al., 2018).

Todos estos estudios demuestran una ligera relación con diferentes metodologías o viceversa. La utilización de placas Petri ha sido de gran importancia para evaluar el desempeño de toxicidad del digestato a diferentes indicadores como es el caso de Berro (Lepidium sativum 'Alenois') y lechuga (Lactuca sativa 'Bionda degli Ortelani') tasas de aplicación de digestato deben considerar las concentraciones de Na y Cl, y también los metales pesados (especialmente Cu y Zn), para evitar cualquier riesgo de acumulación de metales en el suelo, así como la salinización o los efectos fitotóxicos, en otro estudio también se utilizaron las semillas de berro (Lepidium sativum) en la que los digestatos anaerobios líquidos evaluados mostraron diferencias sustanciales en términos de nutrientes y características fisicoquímica. También se han utilizado placas Petri con poliestireno en la cual los indicadores han sido el berro (Lepidium sativum) y Mostaza blanca (Sinapsis Alba), Sorgo (Sorghum saccharatum) en este estudio se evaluó la inhibición de las semillas en la que el IG puede asumir valores mayores o menores al 100%. Si los valores están entre 80% y 120%, los efectos son probablemente los controles negativos; de lo contrario, los valores> 120% indican

bioestimulación y <80% de efectos de inhibición. Cabe mencionar que no solo las plantas han sido indicadores, aquí hay un estudio en el que se utilizaron las lombrices de tierra (Eisenia fetida), y se determinó que con el uso de esta lombriz hay una tendencia de hormesis con respecto al crecimiento relativo (Gr) y la reproducción (Re) (Da Ros et al., 2018).

4.5 Comparación de los diferentes ensayos y tipos de digestato.

Este estudio se emplea con el objetivo de determinar la toxicidad que producen los digestatos, por ende, se realizaron varios ensayos con indicadores tanto acuáticos como terrestres en el que varios autores establecen un análisis detallado de cada uno de los indicadores ya que muchos de ellos han sido afectados a pruebas altamente toxicológicas de varias índoles. Así mismo dan resultados que varios de ellos dentro de la aplicación en cultivos han sido favorables, uno de ellos es la utilización de Berro (Lepidium sativum 'Alenois') y lechuga (Lactuca sativa 'Bionda degli Ortelani') determina una gran concentración de metales pesados para evitar cualquier riesgo de acumulación de metales en el suelo, así como la salinización o los efectos fitotóxicos ya detectados después de la aplicación excesiva de estiércol animal y lodos (Alburquerque et al., 2012).

Los resultados de este estudio muestran la importancia de complementar los indicadores biológicos con evaluaciones toxicológicas. Uno de los indicadores acuáticos más utilizados fue Daphnia magna que es una especie de crustáceo planctónico en la cual (Alvarenga et al., 2016) para su prueba tomó en cuenta cinco dafnidos jóvenes, de menos de 24h de edad que fueron expuestos a 50ml de la solución de prueba (Eluato de desecho) por 48 horas, D. magna fue capaz de detectar no solo la toxicidad de los desechos orgánicos no estabilizados, sino también la toxicidad de aquellos que han sido estabilizados químicamente con cal, y todavía pueden tener una alta carga de materiales orgánicos degradados en su matriz. Pivato et al. (2016) realizó el mismo procedimiento con la misma solución (Eluato) y determinó que D. magna muestra una mayor sensibilidad debido a su menor tolerancia a la salinidad. Sousa et al. (2019) para (Daphnia magna) utilizó los mismos parámetros letales (24 y 48 h-LC), pero a diferencia de los otros estudios, los neonatos se obtuvieron de la eclosión de efippia la cual se evaluó en un rango de 5 fracciones de volumen optimizado en agua dulce durante 72h, este ensayo tuvo como resultado un rango estrecho de toxicidad aguda en el indicador.

El indicador terrestre más utilizado es (Lepidium sativum) que es una planta alimenticia de pequeño tamaño conocida como berro. Alburquerque et al. (2012) afirma que el ensayo con placas Petri es fundamental porque para los usos agrícolas de los digestatos estables pueden estar condicionados por sus efectos fitotóxicos durante el crecimiento temprano (germinación) debido principalmente a la salinidad, se realizó el experimento con la influencia de los digestatos en las concentraciones de 20%, 10%, 1% y 0.1%, sobre la acumulación de biomasa en plantas de berro, el digestato se caracterizó por valores de pH ligeramente alcalinos (> 7,5). Mientras, Coelho et al. (2018) utilizó semillas de berro y a diferencia de Alburquerque et al. (2012), aquí los digestatos anaeróbicos se diluyeron con agua desionizada a concentraciones de solución del 10%, 25%, 50% y 100%, las muestras se sellaron con parafilm y se incubaron en la oscuridad a 23 ° C durante 72 h, el resultado de los digestatos analizados en este estudio demostró que son biofertilizantes potencialmente útiles debido a sus concentraciones de nutrientes esenciales para las plantas. Por su parte Pivato et al. (2016) realizó la prueba de (Lepidium sativum) con diez concentraciones diferentes de digestato para las pruebas ecotoxicológicas directas: 0% (control), 2.5%, 5%, 7.5%, 10%, 15%, 20%, 40%, 70% y 100% (p / p referido a la materia seca) y 25 semillas de berro, que mostró como resultado un aumento del crecimiento relativo (RG) y del índice de germinación entre 2.5% y 15%, lo que significa que en dosis bajas de digestato da un efecto positivo en las plantas y las dosis altas un efecto inhibidor negativo. Por último, Da Ros et al. (2018) realizó las pruebas de toxicidad con berro, en la que se incubaron diez semillas por placa de Petri durante 72 h a 25 ° C en la oscuridad, una metodología ligeramente parecida a la de Coelho et al. (2018), en este análisis de evaluó la bioestimulación e inhibición del indicador, condicionando que los valores> 120% indican bioestimulación y <80% de efectos de inhibición.

Sin duda todos los autores han evaluado de manera favorable la toxicidad de los digestatos con un mismo indicador, pero diferente metodología, demostrando amplitud en el estudio y una ligera relación de análisis con un mismo propósito.

4.6 Criterios de calidad y otras consideraciones ambientales para futuras legislaciones de digestatos.

Estos indicadores, en sus diversas especificidades, son útiles para comparar diferentes tecnologías, tratamientos y desempeños ambientales. También ayudan en la creación de métodos seguros para la gestión de los digestatos y a impulsar políticas normativas que regulen la aplicación y vertido de los digestatos. Por lo tanto, la integración de varios indicadores/ensayos es importante para proporcionar una visión integral del desempeño de la toxicidad dentro de la calidad de los digestatos obtenidos de RSU/Agropecuarios, entre otros.

Análisis de los principales aspectos normativos relacionados con aguas/suelos a nivel nacional

Aguas

En el caso de las aguas, según el Acuerdo No. 097-A, que reformó el Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio Del Ambiente (MAE, 2015), a nivel nacional se encuentran definidas las normas generales de criterios de calidad para los usos de las aguas superficiales, marítimas y de estuarios. Los principales usos que incluye son: consumo humano y uso doméstico, preservación de la vida acuática y silvestre, uso agrícola o de riego, pecuario, recreativo y estético. Para las descargas a cuerpos de agua dulce, se emplean los criterios basados en las concentraciones de valores medios de la tabla 9, que aparece en este texto como tabla 5.

Tabla 5. Tabla de las normas generales de criterios de calidad.

Tabla 9 del acuerdo ministerial 097-A, con los límites de descarga a un cuerpo de agua dulce (MAE, 2015).

Parámetros	**Expresado como**	**Unidad**	**Límite máximo permisible**
Aceites y Grasas.	Sust. solubles en hexano	mg/L	30.0
Alkil mercurio		mg/L	No detectable
Aluminio	Al	mg/L	5.0
Arsénico total	As	mg/L	0.1
Bario	Ba	mg/L	2.0
Boro Total	B	mg/L	2.0
Cadmio	Cd	mg/L	0.02

Cianuro total	CN"	mg/L	0.1
Cinc	Zn	mg/L	5.0
Cloro Activo	Cl	mg/L	0.5
Cloroformo		mg/L	0.1
Cloruros	Cl	mg/L	1 000
Cobre	Cu	mg/L	1.0
Cobalto	Co	mg/L	0.5
Coliformes Fecales	NMP	NMP/100	2000
Color real	Color real	U de color	Inapreciable en dilución: 1/20
Compuestos fenólicos	Fenol	mg/L	0.2
Cromo hexavalente	Cr_6	mg/L	0.5
Demanda Bioquímica de Oxígeno (5 días)	DBO_5	mg/L	100
Demanda Química de Oxígeno	DQO	mg/L	200
Estaño	Sn	mg/L	5.0
Fluoruros	F	mg/L	5.0
Fósforo Total	P	mg/L	10.0
Hierro total	Fe	mg/L	10.0
Hidrocarburos Totales de Petróleo	TPH	mg/L	20.0
Manganeso total	Mn	mg/L	2.0
Materia flotante	Visibles		Ausencia
Mercurio total	Hg	mg/L	0.005
Níquel	Ni	mg/L	2.0
Nitrógeno amoniacal	N	mg/L	30.0
Nitrógeno Total Kjedahl	N	mg/L	50.0
Compuestos Organoclorados	Organoclorados totales	mg/L	0.05
Compuestos Organofosforados	Organofosforados totales	mg/L	0.1
Plata	Ag	mg/L	0.1
Plomo	Pb	mg/L	0.2
Potencial de hidrógeno	pH		6-9
Selenio	Se	mg/L	0.1
Sólidos Suspendidos Totales	SST	mg/L	130
Sólidos totales	ST	mg/L	1 600
Sulfatos	SO_4^{2}	mg/L	1000
Sulfuros	S_2	mg/L	0.5
Temperatura	˚C		Condición natural ± 3

Tensoactivos	Sustancias Activas al azul de metileno	mg/L	0.5
Tetracloruro de carbono	Tetracloruro de carbono	mg/L	1.0

Fuente: (MAE, 2015)

En este mismo AM-097-A, se mencionan que los pesticida o plaguicidas, se consideran a aquellas sustancias químicas o biológicas que se utiliza sola, combinada, o mezclada para prevenir, combatir o destruir, repeler o mitigar: insectos, hongos, bacterias, nematodos, ácaros, moluscos, roedores, malas hierbas (hierba no deseada para un uso específico) o cualquier forma de vida que cause perjuicios directos o indirectos a los cultivos agrícolas productos vegetales y plantas en general. Por su parte, los metales pesados: elementos con densidad relativa mayor de 4 o 5, localizados en la tabla periódica con número atómico 22 a 34 y 40 a 52, así como los de la serie de los lantánidos y los actínidos.

Suelos

En el caso de los suelos, los criterios contemplan los usos del suelo: agrícola, pecuario, forestal, urbano, minero, recreativo, de conservación, industrial y comercial. Por disposición de desechos pecuarios que se generan en establecimientos de faenamiento, engorde, o crianza, deben recibir tratamiento técnico adecuado, y evitar de esta forma la contaminación por microorganismos y cambio en sus características naturales y no deben ser dispuestos en cuerpos hídricos receptores. Mientras, que sobre la prohibición de descargas, de efluentes en el suelo y subsuelo dicho AM-097-A, menciona que la Autoridad Ambiental Competente vigilará que no se realice la descarga de efluentes, en el suelo o en el subsuelo, de manera tal que altere la calidad del recurso (MAE, 2015). La tabla 1 muestra los principales criterios que contempla dicha normativa.

Tabla 6. Tabla de los criterios de calidad del suelo

Parámetro	Unidades	Valor
Conductividad	uS/cm	200
pH		6 a 8

Relación de adsorción de Sodio (Índice SAR)		4
Parámetros inorgánicos		
Arsénico	mg/kg	12
Azufre (elemental)	mg/kg	250
Bario	mg/kg	200
Boro (soluble en agua caliente)	mg/kg	1
Cadmio	mg/kg	0.5
Cobalto	mg/kg	10
Cobre	mg/kg	25
Cromo Total	mg/kg	54
Cromo VI	mg/kg	0.4
Cianuro	mg/kg	0.9
Estaño	mg/kg	5
Fluoruros	mg/kg	200
Mercurio	mg/kg	0.1
Molibdeno	mg/kg	5
Níquel	mg/kg	19
Plomo	mg/kg	19
Selenio	mg/kg	1
Vanadio	mg/kg	76
Zinc	mg/kg	60
Parámetros orgánicos		
Benceno	mg/kg	0.03
Clorobenceno	mg/kg	0.1
Etilbenceno	mg/kg	0.1
Estireno	mg/kg	0.1
Tolueno	mg/kg	0.1
Xileno	mg/kg	0.1

PCBs	mg/kg	0.1
Clorinados Alifáticos (cada tipo)	mg/kg	0.1
Clorobencenos (cada tipo)	mg/kg	0.05
Hexaclorobenceno	mg/kg	0.05
Hexaclorociclohexano	mg/kg	0.01
Fenólicos no clorinados (cada tipo)	mg/kg	0.1
Clorofenoles (cada tipo)	mg/kg	0.05
Hidrocarburos totales (TPH)	mg/kg	150
Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs) cada tipo	mg/kg	0.1

Fuente: (MAE, 2015)

Análisis de los principales aspectos normativos relacionados con fertilizantes orgánicos

La tabla 7 muestra los parámetros principales que son considerados como criterios de los fertilizantes orgánicos y como se presentan en algunas regularizaciones de Sudamérica, en este caso, Chile, Colombia y Ecuador.

Tabla 7. Parámetros de fertilizantes orgánicos

Parámetros/Normativas		Norma Técnica chilena (NCh) 2880 (INN, 2015a)	Norma técnica colombiana (NTC-5167) (NTC, 2011)	Manual Técnico – Agrocalidad (Agrocalidad, 2018)
COT	%	-	-	5 -15
CE	µS/cm	Clase A/B ≤5/12mmho/cm	-	-
NKT	%	≥0.8	>1	>1
NH_4^+	mg L^{-1}	≤500		
NH_4^+ /NO_3		≤3		
Calcio	mg/kg	-	-	-

Fósforo	%	≤ 0.1	>1	>1
Magnesio	mg/Kg	-	-	-
Potasio	%	-	>1	-
pH		≥ 5 ≤8.5	-	4 a 9
Índice de germinación	%	>80%,		
C/N		Clase A >10 ≤25, B hasta 40	-	-

Como se puede apreciar en la tabla 7 la norma chilena cuenta con parámetros completos y detallados en cuanto al uso de fertilizantes a excepción de la Normativa Colombiana (NTC-5167) y el Manual Técnico de Agrocalidad que está vigente para Ecuador, pues los parámetros son muy limitados en el tema. Es importante resaltar que Ecuador es un país que está recientemente conociendo los temas ya que no hay análisis que lo sustenten. Mientras que en Chile han aportado mayor énfasis en aplicar esta normativa que será un empuje para varios países. En conclusión, se debería llevar un mayor interés y sobre todo el apoyo gubernamental para futuras normativas ambientales.

Análisis de los principales aspectos normativos relacionados con digestatos a nivel internacional

Las siguientes tablas presentan, los principales criterios reglamentarios para los contaminantes presentes en digestatos. En el caso de Estados Unidos, estos se encuentran en los biosólidos y los límites asociados con esos contaminantes, donde se incluyen los digestatos según la (USEPA, 2018), y aparecen en la tabla 8. En los países europeos, encontramos la norma SPCR 120 en Suecia (Sverige, 2013), la BSI-PAS-110: 2010 (Especificación 110: 2010 de disponibilidad pública de la Institución de Estándares Británicos) en el Reino Unido. Y como menciona Edwards, Othman, and Burn (2015), las normas de Alemania y el Reino Unido, respectivamente Bundesgütesgemeinschaft Kompost y British Standards Institutions PAS 110: 2010, definen cuándo el digestato de AD alimentado con residuos biológicos ya no se considera un residuo sino un producto seguro y confiable para su aplicación en la tierra.

Principales criterios reglamentarios para los contaminantes presentes en digestatos.

En cuanto a los parámetros de calidad de digestato para su utilización en el suelo, podemos mencionar que puede presentar numerosos potenciales de reutilización, pero que, para su utilización final, según los criterios normativos de los diferentes países, mostrados en la tabla 8, debe cumplir con requisitos funcionales y de calidad específicos, con la finalidad de evitar riesgos para la salud humana y el medio ambiente. Las normativas europeas, que son las más frecuentes, se incluyen varios países, como Alemania, Suecia, Reino Unido e Italia, tienen estándares de digestión que definen principalmente límites de parámetros específicos para aplicaciones agrícolas.

Según Peng and Pivato (2019) los criterios de calidad permiten el uso del digestato como un "producto" bajo ciertos requisitos. Estos requisitos relacionados con la calidad del producto dependen de los materiales de entrada, los procesos y técnicas de tratamiento. Las tres formas del digestato son, entero, líquido y sólido y pueden aplicarse al suelo como destino de disposición final una vez que cumplen con las normas reglamentarias pertinentes y pueden calificarse como “producto” (Nkoa, 2014; C Teglia et al., 2011). En Europa, algunos países tienen sus propios estándares de calidad del digerido (por ejemplo, PAS 110: 2010 en el Reino Unido (Institution, 2010), RAL GZ245 y RAL GZ246 en Alemania (Siebert, 2008), SPCR 120 en Suecia (Sverige, 2013). Estos estándares de calidad del digestato tienen especificaciones de estándares higiénicos, impurezas, grado de fermentación, olor, contenido de materia orgánica, contenido mental pesado y parámetros de declaración.

Las normas para metales pesados varían levemente entre diferentes países. Adicionalmente, esto depende mucho de los sustratos empleados, la composición de residuos de alimentos no debe ser igual que la de lodos de depuradoras, sin embargo, en la práctica, como mencionan Dai, Duan, Dong, and Dai (2013), puede desarrollarse la codigestión anaeróbica de residuos de alimentos con lodos de depuradora en plantas de digestión anaerobia (DA) para mejorar el rendimiento general del proceso, lo que implica que el digestato producido en estas fuentes pueda contener metales pesados provenientes de los lodos de depuradora.

En cuanto a los parámetros biológicos y ecotoxicológicos, el digestato utilizado como fertilizante debe garantizar que la calidad del producto tenga patógenos, virus y semillas de malas hierbas limitados (Al Seadi & Lukehurst, 2012). En este caso lo contaminantes

biológicos no deseados pueden reducirse mediante el control adecuado del proceso de DA o mediante la aplicación de procesos de pos-tratamiento específicos que se dirijan a contaminantes biológicos específicos. Además, la tabla 8 presenta, la concentración de ácidos orgánicos (RAL-GZ 245), ácidos grasos volátiles (AGV) (PAS 110: 2010) del digestato se pueden utilizar como indicadores del grado de fermentación que son medidas de la estabilidad del digestato. Como mencionan Al Seadi and Lukehurst (2012) el digestato debe tener una composición de nutrientes, contenido de materia seca y materia orgánica que garantice su calidad del digestato para emplearse como fertilizante o enmienda del suelo, y en ocasiones materiales no digeribles y las partículas grandes podrían permanecer en el digestato como impurezas físicas que incluyen piedra, vidrio, arenas y plásticos.

Tabla 8. Determinación reglamentaria y límites de contaminantes para lodos de depuradora aplicados en el suelo y en descargas de aguas.

Parámetro	UM	Estados Unidos (USEPA, 2018)	BSI PAS, Reino Unido (Institution, 2010)	SPCR-120, Suecia, (Sverige, 2013)	RAL GZ 245, Alemania, (Siebert, 2008)	Valores máximos, Chile NCh 3375 (INN, 2015b)
E. coli			1.000 UFC (unidad formadora de colonias UFC) x g-1 de materia fresca			< 1000 NMP por g de digestato en base seca
Salmonella sp			Ausente en 25 g de materia fresca.		Ausente	< 3 NMP por g de digestato en base seca
Huevos de helminto						< 1 en 4 g de digestato en base seca
Olor					Libre de olores molestos.	No debe presentar olores desagradables
Arsénico	mg/kg	75/73				55

Parámetro	UM	Estados Unidos (USEPA, 2018)	BSI PAS, Reino Unido (Institution, 2010)	SPCR-120, Suecia, (Sverige, 2013)	RAL GZ 245, Alemania, (Siebert, 2008)	Valores máximos, Chile NCh 3375 (INN, 2015b)
Cadmio	mg/kg	85	1.5	1	1.0–3.0	15
Cobre	mg/kg	4300	200	600	100–600	667
Cromo	mg/kg	3000/600	100	100	100-120	167
Mercurio	mg/kg	57	1	1	1-2	3
Molibdeno	mg/kg	75				
Níquel	mg/kg	420/420	50	50	50-100	133
Plomo	mg/kg	840	200	100	100-180	367
Zinc	mg/kg	7500	400	800	400–800	1333
Selenio	mg/kg	100				
Grado de fermentación	mg/L				< 4000 mg/L, expresado como ácido equivalente	< 4000 expresado como ácido equivalente
Ácidos grasos volátiles	g DQO / g		0.43			

Parámetro	UM	Estados Unidos (USEPA, 2018)	BSI PAS, Reino Unido (Institution, 2010)	SPCR-120, Suecia, (Sverige, 2013)	RAL GZ 245, Alemania, (Siebert, 2008)	Valores máximos, Chile NCh 3375 (INN, 2015b)
Materia orgánica	SV %				>30%	>30%
Germinación de malezas					Menos de 2 malezas germinables y partes de plantas germinadas / L	Menos de 2 propágulos de maleza por litro de digestato.
Contaminación con materias extrañas	%		< 0.5		< 0.5	< 0.5

En cuanto a los criterios de calidad para digestato obtenidos de residuos, como se puede apreciar en la tabla 8 muchos de los países europeos cuentan con parámetros aptos para determinar el uso de varios agentes toxicológicos y sus límites permitidos. Es importante resaltar que en Estados Unidos existe un gran interés, pero los países europeos liderean, pues como se mencionó anteriormente, han implementado legislaciones sobre digestatos y tienen varios aspectos regulatorios para sus diferentes usos y aplicaciones, lo que permite que otros países tomen su ejemplo a seguir para la elaboración de futuras legislaciones.

Las concentraciones elevadas de nutrientes también pueden aumentar el potencial de contaminación por nitrógeno en los ecosistemas acuáticos y podría promover la eutrofización de los reservorios de agua dulce. Además, como plantean Neumann et al. (2016), en algunas áreas, la aplicación de digestato a la tierra no es una opción debido al potencial de saturar los campos con fósforo y nitratos. Por lo tanto, es necesario desarrollar usos o destinos alternativos del digestato además de la aplicación directa a la tierra. En lo que respecta a la normativa para la aplicación de digestato como biofertilizante para suelo, los metales pesados desempeñan un rol importante.

Al comparar el contenido de metales pesados del digestato de desperdicio de alimentos (Tabla 2 Características Físico-Químicas de Digestatos) con los criterios de cumplimiento se observa que todos los metales pesados estaban por debajo de los límites reglamentarios, lo que sugiere que el digestato de desperdicio de alimentos, podría representar un riesgo menor para uso agrícola. Sin embargo, el contenido de Cr del digestato de la tabla 8 (mg/kg), estaba por encima de los criterios de cumplimiento (Trzcinski & Stuckey, 2011), lo que significa que no cumple y debe considerarse como "desecho" y solo puede utilizarse como componente en suelos artificiales o en tierras no utilizadas para la producción de alimentos o cultivos forrajeros (Trzcinski & Stuckey, 2011).

CONCLUSIONES

Los ensayos empleados para la toxicidad de los digestatos muestran variaciones en relación con las materias primas y sus métodos de empleo, como indicadores de calidad de digestatos, cabe mencionar que muchos de los análisis que se han realizado no dan énfasis en la toxicidad de digestatos por lo que se hizo una investigación exhaustiva sobre el tema a tratar, ya que lamentablemente no hay estudios o normativas vigentes sobre su manejo, control y tratamiento de los digestatos.

Asimismo los artículos más relevantes fueron seleccionados de la muestra para identificar los ensayos más utilizados y determinar sus implicaciones para los diferentes tipos de digestatos en cuanto a la calidad fisicoquímica y toxicológica. A través de un análisis de contenido, se identificaron y organizaron los principales ensayos/indicadores de toxicidad acuática y terrestre, utilizados en la literatura científica para digestatos.

La comparación crítica entre los diferentes ensayos y tipos de digestato, permitió definir criterios de calidad como la toxicidad de los digestatos, así como la utilización de ensayos como placas Petri, uso de eluatos, determinación del comportamiento de los indicadores en relación con agentes tóxicos como Daphnia magna, V. Fischeri, lombrices (E. Fetida), Berro (Lepidium sativum 'Alenois') y lechuga (Lactuca sativa 'Bionda degli Ortelani'), dado que son indicadores que denotan resultados favorables que han sido empleados como parámetros de futuras legislaciones ambientales y de fertilizantes.

RECOMENDACIONES

Es recomendable que se realice un estudio minucioso de su toxicología y de posibles alternativas para los cultivos, ya que en Latinoamérica la cría de porcino es muy alta, dado que se ha aplicado alternativas ambientales como los biodigestores, pero sus residuos sólido-líquido han denotado que son efectivas para los cultivos pero no hay estudios de su impacto con el suelo y con los cuerpos hídricos, por tal razón este estudio es un análisis sistemático de varios estudios que contemplan la toxicidad de los digestatos.

Si bien toda la muestra pudo haber sido analizada, el objetivo de este estudio fue realizar solo análisis de contenido en los artículos más relevantes, informando la decisión de clasificar los artículos de esta manera, así mismo los artículos obtenidos no se encontraron en español, con ello su mayoría fue en inglés, portugués, francés e italiano. Ya que en los países europeos es en donde hay mayor énfasis e interés en el tema a investigar.

Se debe llevar a cabo una nueva investigación para verificar qué tan aplicables son los indicadores para diferentes tipos de digestatos, y como pueden evaluarse varios indicadores. También es necesario buscar el apoyo de entidades gubernamentales para investigaciones más exhaustivas entorno a los análisis futuros que se plantean realizar, así mismo buscar posibles tratamientos en los digestatos ya que como lo indican varios indicadores, su toxicidad es muy alta por lo que se debería llevar un control rigurosos en torno al contacto con los cuerpos hídricos, el suelo y su entorno.

BIBLIOGRAFÍA

Agrocalidad. Manual técnico para el registro y control de fertilizantes, enmiendas de suelo y productos afines de uso agrícola, (2018).

Ahring, B. K., Angelidaki, I., de Macario, C. C., Gavala, H., Hofman-Bang, J., Elfering, S. O., . . . Zheng, D. (2003). Biomethanation I (Vol. 81): Springer.

Al Seadi, T., & Lukehurst, C. (2012). Quality management of digestate from biogas plants used as fertiliser: IEA Bioenergy.

Alburquerque, J. A., de la Fuente, C., Ferrer-Costa, A., Carrasco, L., Cegarra, J., Abad, M., & Bernal, M. P. (2012). Assessment of the fertiliser potential of digestates from farm and agroindustrial residues. Biomass and Bioenergy, 40, 181-189. doi:https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.02.018

Alvarenga, P., Mourinha, C., Farto, M., Palma, P., Sengo, J., Morais, M.-C., & Cunha-Queda, C. (2016). Ecotoxicological assessment of the potential impact on soil porewater, surface and groundwater from the use of organic wastes as soil amendments. Ecotoxicology and environmental safety, 126, 102-110. doi:https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.12.019

Angelidaki, I., Ellegaard, L., & Ahring, B. K. (2003). Applications of the anaerobic digestion process. In Biomethanation II (pp. 1-33): Springer.

Bachmann, S., Wentzel, S., Eichler-Löbermann, B. J. J. o. P. N., & Science, S. (2011). Codigested dairy slurry as a phosphorus and nitrogen source for Zea mays L. and Amaranthus cruentus L. 174(6), 908-915.

Balat, M., Balat, M., Kırtay, E., & Balat, H. (2009). Main routes for the thermo-conversion of biomass into fuels and chemicals. Part 2: gasification systems. Energy Convers Manag, 50. doi:10.1016/j.enconman.2009.08.013

Boldrin, A., Neidel, T. L., Damgaard, A., Bhander, G. S., Møller, J., & Christensen, T. H. (2011). Modelling of environmental impacts from biological treatment of organic municipal waste in EASEWASTE. Waste management, 31(4), 619-630.

Brereton, P., Kitchenham, B. A., Budgen, D., Turner, M., & Khalil, M. (2007). Lessons from applying the systematic literature review process within the software engineering domain. Journal of Systems and Software, 80(4), 571-583. doi:https://doi.org/10.1016/j.jss.2006.07.009

Caetano, A. L., Marques, C. R., Gonçalves, F., da Silva, E. F., & Pereira, R. (2016). Copper toxicity in a natural reference soil: ecotoxicological data for the derivation of preliminary soil screening values. Ecotoxicology, 25(1), 163-177. doi:10.1007/s10646-015-1577-7

Castro, L., Escalante, H., Jaimes-Estévez, J., Díaz, L. J., Vecino, K., Rojas, G., & Mantilla, L. (2017). Low cost digester monitoring under realistic conditions: Rural use of biogas and digestate quality. Bioresource Technology, 239, 311-317. doi:10.1016/j.biortech.2017.05.035

Cerda, A., Mejias, L., & Rodríguez, P. (2019). Valorisation of digestate from biowaste through solid-state fermentation to obtain value added bioproducts: a first approach. Bioresour Technol, 271. doi:10.1016/J.BIORTECH.2018.09.131

Chantigny, M. H., Angers, D. A., Rochette, P., Bélanger, G., Massé, D., & Côté, D. J. J. o. e. q. (2007). Gaseous nitrogen emissions and forage nitrogen uptake on soils fertilized with raw and treated swine manure. 36(6), 1864-1872.

Christel, W., Bruun, S., Magid, J., & Jensen, L. S. (2014). Phosphorus availability from the solid fraction of pig slurry is altered by composting or thermal treatment. Bioresour Technol, 169. doi:10.1016/j.biortech.2014.07.030

Coelho, J. J., Prieto, M. L., Dowling, S., Hennessy, A., Casey, I., Woodcock, T., & Kennedy, N. (2018). Physical-chemical traits, phytotoxicity and pathogen detection in liquid anaerobic digestates. Waste management, 78, 8-15. doi:https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.05.017

Costa, C. R., Olivi, P., Botta, C. M. R., & Espindola, E. L. G. (2008). Toxicity in aquatic environments: Discussion and evaluation methods. Quimica Nova, 31(7), 1820-1830. doi:10.1590/S0100-40422008000700038

Da Ros, C., Libralato, G., Ghirardini, A. V., Radaelli, M., & Cavinato, C. (2018). Assessing the potential phytotoxicity of digestate from winery wastes. Ecotoxicol Environ Saf, 150, 26-33. doi:10.1016/j.ecoenv.2017.12.029

Dahlin, J., Herbes, C., & Nelles, M. (2015). Biogas digestate marketing: qualitative insights into the supply side. Resour Conserv Recycl, 104. doi:10.1016/j.resconrec.2015.08.013

Dai, X., Duan, N., Dong, B., & Dai, L. (2013). High-solids anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste in comparison with mono digestions: Stability and performance. Waste management, 33(2), 308-316. doi:https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.10.018

Deus, R. M., Bezerra, B. S., & Battistelle, R. A. G. (2019). Solid waste indicators and their implications for management practice. International Journal of Environmental Science and Technology, 16(2), 1129-1144. doi:10.1007/s13762-018-2163-3

Edwards, J., Othman, M., & Burn, S. (2015). A review of policy drivers and barriers for the use of anaerobic digestion in Europe, the United States and Australia. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 52, 815-828. doi:10.1016/j.rser.2015.07.112

EPA. (2006). Life cycle assessment: principles and practice. VA, USA: Scientific Applications International Corporation.

EPA. (1998). Guidelines for Ecological Risk Assessment. Washington, DC, USA.

Franzoso, F., Vaca-Garcia, C., & Rouilly, A. (2016). Extruded versus solvent cast blends of poly(vinyl alcohol-co-ethylene) and biopolymers isolated from municipal biowaste. J Appl Polym Sci. doi:10.1002/app.43009

Garfí, M., Gelman, P., Comas, J., Carrasco, W., & Ferrer, I. (2011). Agricultural reuse of the digestate from low-cost tubular digesters in rural Andean communities. Waste Management, 31(12), 2584-2589. doi:10.1016/j.wasman.2011.08.007

Gong, W., Yan, X., Wang, J., Hu, T., & Gong, Y. (2011). Long-term applications of chemical and organic fertilizers on plant-available nitrogen pools and nitrogen management index. Biology Fertility of Soils, 47(7), 767. doi:https://doi.org/10.1007/s00374-011-0585-x

Gunnarsson, A., Lindén, B., & Gertsson, U.-. (2011). Biodigestion of Plant Material Can Improve Nitrogen Use Efficiency in a Red Beet Crop Sequence. HortScience, 46(5), 765-775.

Gutser, R., Ebertseder, T., Weber, A., Schraml, M., Schmidhalter, U. J. J. o. P. N., & Science, S. (2005). Short-term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land. 168(4), 439-446.

Hasegawa, H., Furukawa, Y., & Kimura, S. (2005). On-farm assessment of organic amendments effects on nutrient status and nutrient use efficiency of organic rice fields in Northeastern Japan. Agriculture, ecosystems environment, 108(4), 350-362. doi:https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.12.015

Herrmann, A., Sieling, K., Wienforth, B., Taube, F., & Kage, H. (2013). Short-term effects of biogas residue application on yield performance and N balance parameters of maize in different cropping systems. The Journal of Agricultural Science, 151(4), 449-462. doi:https://doi.org/10.1017/S0021859612000548

Houghton, J. (2005). Global warming. Reports on Progress in Physics, 68 (6), 1343-1403. doi:10.1088/0034-4885/68/6/R02

Hublin, A., Schneider, D. R., & Dzodan, J. (2014). Utilization of biogas produced by anaerobic digestion of agro-industrial waste: Energy, economic and environmental effects. Waste Management & Research, 32 (7), 626-633. doi:10.1177/0734242X14539789.

Instituto Nacional de Normalización. Norma Chilena 2880. Compost- Clasificación y requisitos, (2015a).

Instituto Nacional de Normalización. Norma Chilena 3375. Calidad de digestato, (2015b).

PAS BSI.: 110: Specification for whole digestate, separated liquor and separated fibre derived from the anaerobic digestion of source-segregated biodegradable materials, (2010).

Jaramillo, J. (2002). Guía para el diseño, construcción y operación de rellenos sanitarios manuales. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, 19-24.

Jin, H., & Chang, Z. (2011). Distribution of Heavy Metal Contents and Chemical Fractions in Anaerobically Digested Manure Slurry. Applied Biochemistry Biotechnology Reports, 164(3), 268-282. doi:10.1007/s12010-010-9133-7

Kalčíková, G., Zagorc-Končan, J., & Gotvajn, A. Z. (2011). Evaluation of landfill leachate quality with battery of biotests. Acta Environmentalica Universitatis Comenianae (Bratislava), 19, 145-150.

Kapanen, A., & Itävaara, M. (2001). Ecotoxicity tests for compost applications. Ecotoxicology and environmental safety, 49(1), 1-16. doi:https://doi.org/10.1006/eesa.2000.1927

Kitchenham, B. A., Dyba, T., & Jorgensen, M. (2004). Evidence-based software engineering. Paper presented at the Proceedings. 26th International Conference on Software Engineering.

Kratzeisen, M., Starcevic, N., Martinov, M., Maurer, C., & Müller, J. (2010). Applicability of biogas digestate as solid fuel. Fuel, 89(9), 2544-2548. doi:10.1016/j.fuel.2010.02.008

Lafleur, B., Thiffault, E., Paré, D., Camiré, C., Bernier-Cardou, M., Masse, S. J. A., ecosystems, & environment. (2012). Effects of hog manure application on the nutrition and growth of hybrid poplar (Populus spp.) and on soil solution chemistry in short-rotation woody crops. 155, 95-104.

Lamolinara, B., Pérez-Martínez, A., Guardado Yordi, E., Guillén Fiallos, C., Diéguez-Santana, K., & Ruiz-Mercado, G. J. (2020). Digestate quality, problems, feedstocks, processes, products, environmental impacts, and techno-economic challenges. Processes.

Lee, M., Hidaka, T., Hagiwara, W., & Tsuno, H. (2009). Comparative performance and microbial diversity of hyperthermophilic and thermophilic co-digestion of kitchen garbage and excess sludge. Bioresource Technology, 100(2), 578-585. doi:10.1016/j.biortech.2008.06.063

Leitgib, L., Kálmán, J., & Gruiz, K. (2007). Comparison of bioassays by testing whole soil and their water extract from contaminated sites. Chemosphere, 66(3), 428-434.

Logan, M., & Visvanathan, C. (2019). Management strategies for anaerobic digestate of organic fraction of municipal solid waste: Current status and future prospects. 37(1_suppl), 27-39. doi:10.1177/0734242x18816793

Loria, E. R., & Sawyer, J. E. (2005). Extractable soil phosphorus and inorganic nitrogen following application of raw and anaerobically digested swine manure. Agronomy Journal, 97(3), 879-885.

Loria, E. R., Sawyer, J. E., Barker, D. W., Lundvall, J. P., & Lorimor, J. C. (2007). Use of anaerobically digested swine manure as a nitrogen source in corn production. Agronomy Journal, 99(4), 1119-1129.

MAE. (2015). Acuerdo Ministerial 097-A. Reforma Texto Unificado Legislación Secundaria, Medio Ambiente, Libro VI. Quito, Ecuador Retrieved from http://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2018/05/Acuerdo-097.pdf

Markou, G., Wang, L., Ye, J., & Unc, A. (2018). Using agro-industrial wastes for the cultivation of microalgae and duckweeds: Contamination risks and biomass safety concerns. Biotechnology advances, 36(4), 1238-1254.

Mattila, P. K., Joki-Tokola, E., & Tanni, R. (2003). Effect of treatment and application technique of cattle slurry on its utilization by ley: II. Recovery of nitrogen and composition of herbage yield. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 65(3), 231-242.

Moher, D., Shamseer, L., Clarke, M., Ghersi, D., Liberati, A., Petticrew, M., . . . Group, P.-P. (2015). Preferred reporting items for systematic review and meta-analysis protocols (PRISMA-P) 2015 statement. Systematic Reviews, 4(1), 1. doi:10.1186/2046-4053-4-1

Möller, K., & Stinner, W. (2010). Effects of organic wastes digestion for biogas production on mineral nutrient availability of biogas effluents. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 87(3), 395-413. doi:10.1007/s10705-010-9346-8

Möller, K., Stinner, W., Deuker, A., & Leithold, G. (2008). Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on nitrogen cycle and crop yield in mixed organic dairy farming systems. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 82(3), 209-232.

Monlau, F., Sambusiti, C., & Ficara, E. (2015). New opportunities for agricultural digestate valorization: current situation and perspectives. Energy Environ Sci. doi:10.1039/C5EE01633A

Moraes, J. R., Jr., & Bidoia, E. D. (2015). Colour Degradation of Simulated Textile Effluent by Electrolytic Treatment and Ecotoxicological Evaluation. Water, Air, and Soil Pollution, 226(12). doi:10.1007/s11270-015-2665-2

Neumann, J., Meyer, J., Ouadi, M., Apfelbacher, A., Binder, S., & Hornung, A. (2016). The conversion of anaerobic digestion waste into biofuels via a novel Thermo-Catalytic Reforming process. Waste management, 47, 141-148. doi:https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.001

Nkoa, R. (2014). Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: a review. Agronomy for Sustainable Development, 34(2), 473-492. doi:10.1007/s13593-013-0196-z

ICONTEC. Norma Técnica 5167. Productos para la industria agrícola. Productos orgánicos usados como abono o fertilizantes y enmienda o acondicionadores de suelo, (2011).

Owamah, H., Dahunsi, S., Oranusi, U., & Alfa, M. (2014). Fertilizer and sanitary quality of digestate biofertilizer from the co-digestion of food waste and human excreta. Waste management, 34(4), 747-752.

Pampillón-GonzáLez, L., Luna-Guido, M., RuÍZ-Valdiviezo, V.-M., Franco-Hernández, O., Fernández-Luqueño, F., Paredes-López, O., . . . Dendooven, L. (2017). Greenhouse Gas Emissions and Growth of Wheat Cultivated in Soil Amended with Digestate from Biogas Production. Pedosphere, 27(2), 318-327. doi:10.1016/S1002-0160(17)60319-9

Pandard, P., Devillers, J., Charissou, A.-M., Poulsen, V., Jourdain, M.-J., Férard, J.-F., . . . Bispo, A. (2006). Selecting a battery of bioassays for ecotoxicological characterization of wastes. Science of the total environment, 363(1-3), 114-125.

Panuccio, M. R., Attinà, E., Basile, C., Mallamaci, C., & Muscolo, A. (2016). Use of Recalcitrant Agriculture Wastes to Produce Biogas and Feasible Biofertilizer. Waste and Biomass Valorization, 7(2), 267-280. doi:10.1007/s12649-015-9445-5

Peng, W., & Pivato, A. (2019). Sustainable Management of Digestate from the Organic Fraction of Municipal Solid Waste and Food Waste Under the Concepts of Back to Earth Alternatives and Circular Economy. Waste and Biomass Valorization, 10(2), 465-481. doi:10.1007/s12649-017-0071-2

Pivato, A., Raga, R., Lavagnolo, M. C., Vanin, S., Barausse, A., Palmeri, L., & Cossu, R. (2016). Assessment of compost dosage in farmland through ecotoxicological tests. Journal of Material Cycles and Waste Management, 18(2), 303-317.

Pivato, A., Raga, R., Vanin, S., & Rossi, M. (2014). Assessment of compost quality for its environmentally safe use by means of an ecotoxicological test on a soil organism. Journal of Material Cycles and Waste Management, 16(4), 763-774.

Pognani, M., D'Imporzano, G., Scaglia, B., & Adani, F. (2009). Substituting energy crops with organic fraction of municipal solid waste for biogas production at farm level: A full-scale plant study. Process Biochemistry, 44(8), 817-821. doi:10.1016/j.procbio.2009.03.014

Ramires, M. F., de Souza, E. L., Fontanive, D. E., Bianchetto, R., Krynski, A. M., Grasel Cezimbra, J. C., & Antoniolli, Z. I. (2019). Ecotoxicology of pig slaughterhouse waste using lactuca sativa L., raphanus sativus L., and oryza sativa L. Revista Brasileira de Ciencia do Solo, 43. doi:10.1590/18069657rbcs20180119

Rigby, H., & Smith, S. R. (2013). Nitrogen availability and indirect measurements of greenhouse gas emissions from aerobic and anaerobic biowaste digestates applied to agricultural soils. Waste Management, 33(12), 2641-2652. doi:10.1016/j.wasman.2013.08.005

Rodríguez, P., Cerda, A., Font, X., Sánchez, A., & Artola, A. (2019). Valorisation of biowaste digestate through solid state fermentation to produce biopesticides from Bacillus thuringiensis. Waste Management, 93, 63-71. doi:10.1016/j.wasman.2019.05.026

Rubæk, G. H., Henriksen, K., Petersen, J., Rasmussen, B., & Sommer, S. G. (1996). Effects of application technique and anaerobic digestion on gaseous nitrogen loss from animal slurry applied to ryegrass (Lolium perenne). The Journal of Agricultural Science, 126(4), 481-492.

Sánchez-Bain, A., Forget, G., Feola, G., & Ronco, A. (2004). Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas: estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones (Primera ed.). México: IMTA, IDRC.

Santos, R. C. (2010). Aplicagao de dejetos líquidos de suínos em solos: Aspectos biológicos e químicos do percolado [dissertagao]. Porto Alegre: Universidade Federal Do Rio Grande Do Sul.

Schuytema, G., Nebeker, A., & Stutzman, T. (1997). Salinity tolerance of Daphnia magna and potential use for estuarine sediment toxicity tests. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 33(2), 194-198.

Siebert, S. (2008). Quality requirements and quality assurance of digestion residuals in Germany. ECN/ORBIT Worshop The future for Anaerobic Digestion of Organic Waste in Europe. Retrieved from Nüremberg, Germany: http://www.kompost.de/uploads/media/Quality_Requirements_of_digestion_residuals_in_Germany_text_01.pdf

Sousa, R. M. O. F., Amaral, C., Fernandes, J. M. C., Fraga, I., Semitela, S., Braga, F., . . . Sampaio, A. (2019). Hazardous impact of vinasse from distilled winemaking by-products in terrestrial plants and aquatic organisms. Ecotoxicology and environmental safety, 183, 109493. doi:https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109493

Souza, D. T., Nociti, L., & Silva E Castro, L. H. (2014). Resíduos de agrotóxicos no solo sobre a germinagao e crescimento de alface (Lactuca sativa) e rabanete (Raphanus sativus). Nucleus, 11, 301-306.

Sverige, A. (2013). Årsrapport Certifierad Återvinning, SPCR 120–produktionsåren 2012, 2011, 2010. Avfall Sverige. Retrieved from Malmo: https://www.avfallsverige.se/fileadmin/user_upload/4_kunskapsbank/SPCR_arsrapport_2010-2012.pdf

Teglia, C., Tremier, A., & Martel, J.-L. (2011). Characterization of solid digestates: part 1, review of existing indicators to assess solid digestates agricultural use. Waste and Biomass Valorization, 2(1), 43-58.

Teglia, C., Tremier, A., & Martel, J. L. (2010). Characterization of solid digestates: part 1, review of existing indicators to assess solid digestates agricultural use. Waste Biomass Valorization, 2. doi:10.1007/s12649-010-9051-5

Tigini, V., Franchino, M., Bona, F., & Varese, G. C. (2016). Is digestate safe? A study on its ecotoxicity and environmental risk on a pig manure. Science of the total environment, 551-552, 127-132. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.02.004

Trzcinski, A. P., & Stuckey, D. C. (2011). Parameters affecting the stability of the digestate from a two-stage anaerobic process treating the organic fraction of municipal solid waste. Waste management, 31(7), 1480-1487. doi:https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.02.015

Turick, C. E., Peck, M. W., Chynoweth, D. P., Jerger, D. E., White, E. H., Zsuffa, L., & Kenney, W. A. (1991). Methane fermentation of woody biomass. Bioresource Technology, 37(2), 141-147.

Uggetti, E., Sialve, B., Trably, E., & Steyer, J. P. (2014). Integrating microalgae production with anaerobic digestion: a biorefinery approach. Biofuels Bioprod Biorefining, 8. doi:10.1002/bbb.1469

United States Environmental Protection Agency. Part 503—standards for the use or disposal of sewage sludge. Regulatory Determinations for Pollutants in Biosolids, (2018).

Vaneeckhaute, C., Lebuf, V., & Michels, E. (2017). Nutrient recovery from digestate: systematic technology review and product classification. Waste Biomass Valorization, 8. doi:10.1007/s12649-016-9642-x

Yetilmezsoy, K., Ilhan, F., Kocak, E., & Akbin, H. M. (2017). Feasibility of struvite recovery process for fertilizer industry: a study of financial and economic analysis. J Clean Prod, 152. doi:10.1016/j.jclepro.2017.03.106