LODO DE AGUAS RESIDUALES: TRATAMIENTO Y DISPOSICIÓN FINAL

PRINCIPIOS DEL TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE AGUAS RESIDUALES

Volumen 6
1ª Edición en Español



Editores:

CLEVERSON V. ANDREOLI Compañía de Saneamiento de Paraná

MARCOS VON SPERLING Universidad Federal de Minas Gerais

FERNANDO FERNANDES Universidad Estatal de Londrina

Traducción **IVÁN ANDRÉS SÁNCHEZ ORTIZ**
Departamento de Recursos Hidrobiológicos
Universidad de Nariño (Colombia)

êditorial
Universidad de **Nariño**

PRINCIPIOS DEL TRATAMIENTO BIOLÓGICO
DE AGUAS RESIDUALES

VOLUMEN 6
1ª EDICIÓN EN ESPAÑOL

Lodo de aguas residuales: Tratamiento y disposición final

EDITORES
CLEVERSON V. ANDREOLI
MARCOS VON SPERLING
FERNANDO FERNANDES

Traducción IVÁN ANDRÉS SÁNCHEZ ORTIZ
Departamento de Recursos Hidrobiológicos
Universidad de Nariño (Colombia)

Copyright © 2001 BY Cleverson V. Andreoli, Marcos von Sperling, Fernando Fernandes

Este libro no puede ser reproducido por cualquier medio
sin autorización escrita del autor.

Impreso en Colombia

Ficha catalográfica

Lodo de aguas residuales : tratamiento y disposición final / Editores Cleverson V. Andreoli, Marcos von Sperling, Fernando Fernandes ; Traducción Iván Andrés Sánchez Ortiz.—1ª. ed. -- San Juan de Pasto : Editorial Universidad de Nariño, 2025

V. 6 : ilustraciones, gráficas, tablas. – (Principios de tratamiento biológico de aguas residuales; 6)

Incluye referencias bibliográficas al final de cada capítulo
ISBN: 978-628-7771-08-6

1. Lodos de aguas residuales--Disposición 2. Aguas residuales—Tratamiento biológico 3. Estabilización de lodos 4. Higienización de lodos 5. Lodos de aguas residuales—Contaminantes I. Andreoli, Cleverson V., editor II. Sperling, Marcos von, editor III. Fernandes, Fernando, editor IV. Sánchez Ortiz, Iván Andrés, traductor

628.364 L824 – SCDD-Ed. 22

SECCIÓN DE BIBLIOTECA

ISBN IMPRESO: 978-628-7771-08-6

Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
Escola de Engenharia
Universidade Federal de Minas Gerais
Av. Antônio Carlos 6627 – Campus Pampulha
31270-901 - Belo Horizonte – BRASIL

Como solicitar el libro:
Editorial Universitaria, Universidad de Nariño
https://editorial.udenar.edu.co/
Iván Andrés Sánchez Ortiz
e-mails: iaso@udenar.edu.co; ivansaor@hotmail.com

A
nuestros hijos

André Romanó Andreoli,
Bruno Romanó Andreoli
Mariana De Nadai Andreoli

Martim Felipe Fernandes
Danaê Fernandes
Bernardo Fernandes

y al tío
Fernando Otto von Sperling

PRÓLOGO DE LOS AUTORES

El presente libro, "*Lodo de aguas residuales: tratamiento y disposición final*" se basa en el Volumen 6 (*Lodo de esgotos: tratamento e disposição final*), perteneciente a la serie de libros publicados por la Editorial de la UFMG, de la Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil, titulada "*Princípios do tratamento biológico de águas residu*árias". Dicha serie de libros fue adaptada y traducida al idioma inglés en 2007, y fue publicada por la IWA Publishing, de la International Water Association, constituyendo la "*Biological wastewater treatment series*", de la cual este libro corresponde al volumen "*Sludge treatment and disposal*". A partir de 2012, la Universidad de Nariño (Colombia) se adhirió a este esfuerzo, elaborando la traducción de la serie para la lengua española, titulada "*Principios del tratamiento biológico de aguas residuales*", cuyo objetivo es su difusión en los países de América Latina.

La primera edición brasilera de este Volumen 6 se realizó en 2001. A partir de ese año se hicieron varias reimpresiones, además de una nueva edición en 2014. Esa edición es la base para la presente versión en español, efectuada por la Editorial Universitaria de la Universidad de Nariño.

A lo largo de los casi 30 años de la existencia de la serie de libros, es con enorme placer que la vemos consolidada en términos internacionales. Verificamos que los libros son referencias ampliamente utilizadas en cursos de pregrado y postgrado, órganos ambientales, compañías de saneamiento, firmas de consultoría y por la industria. Ya que la realidad brasilera se asemeja a la de varias regiones latino-americanas, hemos visto que el empleo de este libro y de los demás volúmenes de la serie se ha extendido en una amplia cobertura en los países de

América Latina, gracias a la actuación de la Universidad de Nariño y a los esfuerzos y visión del traductor de los libros, Prof. Iván Andrés Sánchez Ortiz.

La conceptualización básica de la serie de libros fue presentada en el prefacio del primer volumen (*Introducción a la calidad del agua y al tratamiento de aguas residuales*). En dicho prefacio, se resaltó la importancia dedicada en esta serie a los fundamentos y conceptos, por considerar que, sin ellos, el profesional no podrá ejercer la práctica de una forma totalmente consciente e independiente. Los dos volúmenes iniciales de la serie se centran en los aspectos introductorios y fundamentales del tratamiento de las aguas residuales. A partir del tercer volumen, se abordan sistemas de tratamiento de aguas residuales específicos, como las lagunas de estabilización, lodos activados, reactores anaerobios y, en este Volumen 6, el tratamiento y disposición del lodo de aguas residuales.

El presente volumen enfoca la importante etapa de gerenciamiento del lodo, cubriendo los aspectos de tratamiento y disposición final. Se presentan conceptos, datos e informaciones relativos a la teoría y a la práctica, cubriendo el diseño y la operación. La parte inicial del libro está dedicada a la caracterización del lodo, con los principales parámetros que definen su calidad y cantidad, así como los contaminantes de mayor importancia usualmente presentes. En seguida, se cubren las etapas relacionadas al tratamiento del lodo: estabilización, remoción de humedad e higienización. En la secuencia, se aborda la disposición final del lodo: evaluación de alternativas, disposición en el suelo, y transformación y descarte. Finalmente, se discurre sobre los impactos ambientales y el monitoreo.

Siempre que es pertinente, se presentan ejemplos de aplicación y de dimensionamiento. Como en todos los volúmenes de esta serie, no hay gran preocupación con el detallado de los diseños, para lo cual hay otras referencias disponibles, además de catálogos de fabricantes.

Por tratarse de una serie de libros, y considerando que la generación de lodo está íntimamente ligada al proceso utilizado para el tratamiento de las aguas residuales, este volumen presupone una continuidad temática con los volúmenes que lo preceden. Sin embargo, se intentó brindarle una cierta autosuficiencia, de tal forma que reduzca el número de consultas cruzadas a los demás volúmenes de la serie.

Retomando un comentario del prefacio del primer volumen, se debe abordar la presente serie como una contribución, dentro de un esfuerzo más amplio, que debe ser abrazado por todos nosotros, de implementar en nuestros países una infraestructura sanitaria que permita el mejoramiento de las condiciones ambientales y de la calidad de vida de nuestra población.

A diferencia de los demás volúmenes, este fue escrito por varios autores. En total, fueron 12 especialistas en el tema, que se responsabilizaron por la redacción de los diversos capítulos del libro. Los editores principales agradecen sinceramente a tales colaboradores por todo el empeño, dedicación, entusiasmo y competencia, y que resultó en una obra bien articulada e integrada. La lista de los autores y su afiliación para la época de la edición brasilera se presenta posteriormente.

Finalmente, los editores quisieran agradecer a todos aquellos que contribuyeron y que continúan contribuyendo para la realización de esta serie de libros. A nivel institucional, los agradecimientos se dirigen a las entidades responsables por viabilizar la edición brasilera del libro: Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de la UFMG (DESA-UFMG), Compañía de Saneamiento del estado de Paraná (SANEPAR) y Editorial de la UFMG.

Con relación a esta edición en español, quisiéramos expresar nuestra sincera gratitud a la Universidad de Nariño (Colombia) por haber acogido este proyecto, dándole una dimensión latino-americana que pretende alcanzar países hermanos. Las traducciones de otros volúmenes de la serie, ya realizadas por la Universidad de Nariño, comprueban el alto grado de compromiso y profesionalismo de la

Editorial Universitaria. En el nivel personal, extendemos, de forma enfática y entusiasmada, un caluroso agradecimiento al profesor y amigo Iván Andrés Sánchez Ortiz, de esta universidad, por la iniciativa y gran incentivo para producir esta edición en español, que seguramente no existiría si no fuese por su gran visión, dedicación, persistencia y eficiencia.

Marcos von Sperling
(Coordinador de la serie de libros y editor del Volumen 6)
Cleverson V. Andreoli *(editor del Volumen 6)*
Fernando Fernandes *(editor del Volumen 6)*
Noviembre de 2024

PRÓLOGO DEL TRADUCTOR

Entre los diversos desafíos que permitan mejorar las condiciones de una inmensa cantidad de comunidades de países en vías de desarrollo se encuentra la implementación de infraestructura que resuelva los problemas de saneamiento; parte de la infraestructura debe contemplar la adecuada captación, transporte, tratamiento y disposición final de los efluentes domésticos y urbanos.

Para efectuar el tratamiento de las aguas residuales hay diversidad de tecnologías, algunas muy sofisticadas y costosas y que demandan alto consumo energético, equipos, insumos y personal cualificado; sin embargo, en el abanico de opciones también existen alternativas simples, robustas, de bajo costo constructivo y operacional, con bajas demandas de equipos, muy poco -o prácticamente nulo- consumo energético y mano de obra entrenada, pero sin elevados niveles de cualificación académica. Indistintamente de la tecnología seleccionada para el tratamiento de los efluentes, en el proceso se generan subproductos como los gases, el material resultante del tamizado, la arena y material inorgánico removido por sedimentación, la espuma y, un subproducto de alto nivel de relevancia, los lodos sanitarios.

En los sistemas de tratamiento de efluentes se pueden generar diversos tipos de lodos, que dependerán de la tecnología adoptada y de la etapa del tratamiento aplicado al agua residual. Las unidades de tratamiento inicial, como los sedimentadores primarios generan un lodo primario que contienen los sólidos sedimentables del agua residual cruda; en unidades que integran los sistemas de tratamiento biológico se genera un lodo secundario, conformado principalmente por la biomasa que se desarrolla al alimentarse del agua residual, y del cual se remueve periódicamente una fracción para evitar su

acumulación excesiva y su eventual migración con el líquido tratado con la afectación de la calidad el efluente final; en algunas alternativas tecnológicas se juntan el lodo primario con el lodo secundario para su tratamiento conjunto, lo que genera un lodo mixto; finalmente, en sistemas de tratamiento que incluyen una etapa físico-química para mejorar el desempeño del sedimentador primario, o como pulimento al efluente secundario, se genera un lodo químico.

Durante el tratamiento de las aguas residuales es necesario remover el lodo de la fase líquida; en algunos casos, como los sistemas de lodos activados, debe realizarse de forma continua, mientras que alternativas como las lagunas de estabilización requieren de una remoción periódica, que puede realizarse cada cierto número de años. El lodo removido debe ser manejado con el fin de removerle la mayor cantidad posible de humedad, reducir su volumen, estabilizar la materia orgánica y garantizar su calidad sanitaria para su destino final.

En términos generales, las principales etapas de manejo del lodo y sus correspondientes propósitos son: El espesamiento, cuyo objetivo es la remoción de humedad para lograr una reducción de volumen; la estabilización, que tiene por objetivo la remoción de la materia orgánica para lograr una reducción de la cantidad de sólidos volátiles; el acondicionamiento, cuyo objetivo es la preparación para la deshidratación principalmente mediante adición de productos químicos; la deshidratación, que tiene como objetivo la remoción de humedad para lograr una mayor reducción de volumen; la higienización o desinfección, cuyo objetivo es la remoción de organismos patógenos mediante inactivación de virus, bacterias, quistes y ooquistes de protozoarios y huevos de helmintos, alternativa indispensable para reciclaje agrícola del lodo; disposición final, que tiene como objeto la destinación final de los subproductos

Los cinco volúmenes ya publicados en español, y que forman parte de la serie de libros son una valiosa fuente de fundamentos teóricos y conceptuales, resultados de investigaciones, criterios de diseño y la recopilación de experiencias profesionales, académicas y científicas de

sus autores, con especial énfasis en aplicaciones contextualizadas a las condiciones y particularidades del entorno latinoamericano y de países en vías de desarrollo, razones que les brinda un alto nivel de relevancia para la formación y actualización de ingenieros vinculados al manejo de aguas residuales de América del Sur, Centroamérica y el Caribe. El presente volumen no es la excepción, ya que en él se presenta de manera minuciosa, amena, didáctica y rigurosa las fuentes, las características de los lodos sanitarios y sus contaminantes, así como cada una de las etapas asociadas al adecuado manejo de dichos lodos hasta su disposición final, incluyendo bases para la evaluación de los impactos ambientales.

Durante mi proceso de formación académica e investigativa, así como en mi desempeño profesional en el área de saneamiento, durante varios años he sido usuario de los diferentes textos de la serie de libros "*Princípios do tratamento biológico de águas residuárias"* de los Profesores Marcos von Sperling y Carlos Augusto de Lemos Chernicharo, y aún hoy son una valiosa referencia para los cursos que ofrezco a nivel de pregrado y postgrado. Es para mí un gran honor y una bella experiencia participar en la traducción y difusión de libros que presentan de forma tan didáctica, clara y estructurada las diversas temáticas que, respaldadas por sólidas argumentaciones técnicas e ingenieriles, proporcionan una base conceptual robusta para el desarrollo de estudios y diseños asociados al tratamiento de las aguas residuales. Entre las funciones que asumen los profesores universitarios están la generación de nuevo conocimiento a través de la investigación y la extensión universitaria por medio de la interacción social con el entorno; sin embargo, es tal vez la transmisión del estado del arte de la ciencia y la tecnología en la disciplina a la que pertenecen la función más relevante y con mayor impacto en la sociedad. Por ello espero que mi humilde contribución a la difusión de los excelsos libros de la serie de textos en idioma español, que realizo con gran cariño y con la ilusión de que lleguen a muchos académicos y profesionales, sea parte del cabal cumplimiento de las labores que me han sido encomendadas por la Universidad de Nariño.

Reitero mi sincera admiración al Profesor Marcos von Sperling, quien de manera visionaria concibió el proyecto de escribir la serie de libros. A los Profesores Cleverson Andreoli, Marcos von Sperling y Fernando Fernandes, así como a los diferentes coautores de este Volumen 6 les expreso mi gratitud por depositar su confianza en mí para llevar a feliz término el generoso proyecto de divulgar su obra en español a través de la Editorial de la Universidad de Nariño. Mi agradecimiento infinito al Señor y a través de Él a mi amado Hogar, pues mi esposa Paula y nuestros hijos María José, Juan Esteban y Bianca me brindan amorosamente el apoyo, la fuerza y las más sanas convicciones de entrega y dedicación en favor de los demás. A la Universidad de Nariño, la Facultad de Ciencias Pecuarias, el Departamento de Recursos Hidrobiológicos, la Editorial Universitaria y al CEPUN les manifiesto mi profunda gratitud por toda la paciencia y por su apoyo durante estos años.

Iván Andrés Sánchez Ortiz
(*Traductor de la serie de libros*)
Noviembre de 2024

CONTENIDO

CAPÍTULO 1 24

INTRODUCCIÓN 24
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 29

CAPÍTULO 2 30
LODO DE AGUAS RESIDUALES: CARACTERÍSTICAS Y PRODUCCIÓN 30
2.1. PRODUCCIÓN DE LODO EN LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES 30
2.1.1. Tipos de subproductos sólidos generados en el tratamiento de aguas residuales 30
2.1.2. Sistemas de tratamiento de aguas residuales y puntos de generación de subproductos sólidos 37
2.1.3. Frecuencia de remoción del lodo de las unidades de tratamiento de la fase líquida 46
2.1.4. Cantidad de lodo generado en los procesos de tratamiento de aguas residuales 47
2.2. FLUJOGRAMAS DEL PROCESAMIENTO DEL LODO 49
2.2.1. Etapas de tratamiento del lodo 49
2.2.2. Características del lodo en cada etapa del tratamiento 55
2.3 RELACIONES FUNDAMENTALES 65
2.4. CÁLCULO DE LA PRODUCCIÓN DE LODO 75
2.4.1. Producción de lodo primario 75
2.4.2. Producción de lodo secundario 76
2.5. BALANCE DE MASAS EN EL TRATAMIENTO DEL LODO 94

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 97

CAPÍTULO 3 98
PRINCIPALES CONTAMINANTES DEL LODO 98

3.1 INTRODUCCIÓN 98
3.2. METALES PESADOS 99
3.2.1. Conceptualización 99
3.2.2. Ocurrencia en la naturaleza y toxicidad 100
3.2.3. Descripción de los principales metales pesados 105
3.2.3.1. Cadmio 105
3.2.3.2. Plomo 107
3.2.3.3. Mercurio 110
3.2.3.4. Níquel 113
3.2.3.5. Zinc 114
3.2.3.6. Cobre 115
3.2.3.7. Cromo 116
3.2.3.8. Arsénico 117
3.2.3.9. Boro 118
3.2.3.10. Síntesis de las fuentes de contaminación y de los efectos de los metales pesados 119
3.2.4. Metales pesados y el lodo de aguas residuales 122
3.2.5 Potencial de remoción de metales pesados en los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales 125
3.3. AGENTES PATÓGENOS PRESENTES EN EL LODO 133
3.3.1. Preliminares 133
3.3.2. Huevos de helmintos y quistes de protozoarios presentes en el lodo 135
3.3.3. Bacterias entéricas patógenas en el lodo 138
3.3.4. Virus patógenos presentes en el lodo 140
3.3.5. Carga de organismos patógenos presentes en el lodo 142
3.3.6. Implicaciones en la salud pública 144
3.3.7. Tiempo de sobrevivencia de los microorganismos patógenos 146
3.3.7.1. Sobrevivencia de patógenos en el suelo 146
3.3.7.2. Sobrevivencia de patógenos en el agua 149
3.3.7.3. Sobrevivencia de patógenos en los vegetales 151
3.3.8. Organismos indicadores 152
3.3.9. Métodos de análisis de microorganismos del lodo 155

3.4. CONTAMINANTES ORGÁNICOS DEL LODO DE AGUAS RESIDUALES 157
3.4.1. Importancia 157
3.4.2. Efectos de los contaminantes orgánicos peligrosos en los seres humanos 161
3.4.3. Directrices para contaminantes orgánicos en el lodo 163
3.5. ASPECTOS RELATIVOS A LA ADMISIÓN DE EFLUENTES EN REDES DEL ALCANTARILLADO PÚBLICO 165
3.5.1. Conceptos 165
3.5.2. Contaminantes peligrosos y plantas de tratamiento de aguas residuales 168
3.5.3. Legislación y normativa brasilera y extranjera 172

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 175

CAPÍTULO 4
PROCESOS DE ESTABILIZACIÓN DE LODOS 179

4.1 INTRODUCCIÓN 179
4.2 DIGESTIÓN ANAEROBIA 183
4.2.1 Introducción 183
4.2.2 Principales requisitos para la digestión del lodo 184
4.2.3 Descripción del proceso 187
4.2.4 Cinética de reacción 191
4.2.5 Reducción de patógenos 193
4.2.6 Dimensionamiento de digestores anaerobios 195
4.2.7. Mezcla en digestores anaerobios 196
4.2.8. Biogás 198
4.2.9. Temperatura interna y balance de energía 200
4.2.10. Operación y control de digestores anaerobios 205
4.2.11. Monitoreo del digestor 210
4.3 DIGESTIÓN AEROBIA 211
4.3.1. Introducción 211
4.3.2 Digestión aerobia convencional 213

4.3.3. Digestión aerobia con oxígeno puro 219
4.3.4. Digestión aerobia termofílica 220
4.3.5. Compostaje 221
4.3.6. Oxidación húmeda e incineración 224

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 225

CAPÍTULO 5
REMOCIÓN DE LA HUMEDAD DE LODOS
DE AGUAS RESIDUALES 226

5.1. CONSIDERACIONES PRELIMINARES SOBRE LA REMOCIÓN DE HUMEDAD 226
5.1.1. El agua en los lodos 226
5.1.2. Procesos de espesamiento del lodo 228
5.1.3. Procesos de deshidratación del lodo 231
5.1.4. Desempeño de los procesos de deshidratación 233
5.1.5. Influencia de los porcentajes de lodo primario y lodo activado en el lodo mixto 236
5.2. ESPESAMIENTO DE LODOS 239
5.2.1. Espesamiento por gravedad 239
5.2.2. Espesamiento por flotación por aire disuelto 242
5.3. ACONDICIONAMIENTO DE LODOS 244
5.3.1. Efectos de los procesos de acondicionamiento en los lodos 244
5.3.2. Factores que afectan el acondicionamiento 245
5.3.3. Polímeros orgánicos 246
5.3.3.1. Características principales 246
5.3.3.2. Composición y cargas de superficie 247
5.3.3.3. Polímeros secos 249
5.3.3.4. Polímeros líquidos 251
5.3.3.5. Dosis típicas de polímeros 252
5.3.4. Acondicionamiento químico inorgánico 254
5.3.4.1. Productos utilizados 254
5.3.4.2. Cloruro férrico 254
5.3.4.3. Cal 255

5.3.4.4. Dosis aplicadas 256
5.3.5. Otros tipos de acondicionadores 258
5.4. LECHOS DE SECADO 259
5.4.1. Principales características 259
5.4.2. Aspectos generales de la deshidratación de lodos en lechos de secado 263
5.4.3. Dimensionamiento del lecho de secado 264
5.4.3.1. Dimensionamiento con base en tasas de aplicación 264
5.4.3.2. Dimensionamiento con base en el concepto de productividad 267
5.4.4. Aspectos operacionales 272
5.5. LAGUNAS DE SECADO 274
5.5.1. Principales características 274
5.5.2. Principio de funcionamiento de una laguna de secado de lodos 276
5.5.3. Desempeño y operación 277
5.5.4. Consideraciones de diseño 279
5.5.4.1. Dimensionamiento según los criterios de la EPA 279
5.5.4.2. Dimensionamiento según los criterios de Arceivala 282
5.5.5. Características constructivas 286
5.5.6. Posibles impactos ambientales 287
5.6. CENTRÍFUGAS 288
5.6.1. Descripción general del proceso 288
5.6.2. Tipos de centrífugas 291
5.6.3. Inserción del equipo en el flujograma de tratamiento 295
5.6.4. Desempeño 296
5.6.5. Dimensionamiento 298
5.6.6. Aspectos operacionales 301
5.7. FILTROS A VACÍO 302
5.7.1. Descripción general del proceso 302
5.7.2. Tipos de filtros a vacío 303
5.7.3. Equipos auxiliares 304
5.7.4. Dimensionamiento 305
5.7.5. Aspectos operacionales 313
5.8. FILTROS PRENSA 314

5.8.1. Descripción general del proceso 314
5.8.2. Funcionamiento de un filtro prensa 315
5.8.3. Desempeño 317
5.8.4. Dimensionamiento de filtro prensa 318
5.8.5. Aspectos operacionales 324
5.9. PRENSAS DESHIDRATADORAS 325
5.9.1. Descripción general del proceso 325
5.9.2. Desempeño 326
5.9.3. Dimensionamiento 327
5.9.4. Aspectos operacionales 331
5.10. SECADO TÉRMICO 332
5.10.1. Descripción general del proceso 332
5.11. ENSAYOS DE LABORATORIO DE DESHIDRATACIÓN DE LODOS Y SELECCIÓN DE PRODUCTOS QUÍMICOS PARA ACONDICIONAMIENTO 334
5.11.1. Teoría de la filtración. Resistencia a la filtración 334
5.11.2. Prueba de succión por capilaridad (tiempo de succión capilar: TSC) 342
5.11.3. Metodología para ensayos de lecho de secado - LS 344
5.11.3.1. Principios del ensayo 344
5.11.3.2. Descripción del método 344
5.11.3.3. Métodos experimentales para determinación del tiempo de percolación y de evaporación 346
5.11.4. Prueba de resistencia específica a la filtración. Embudo de Buchner 349
5.11.4.1. Descripción del ensayo 349
5.11.4.2. Determinación experimental 351
5.11.5. Ensayo de centrifugación 354
5.11.5.1. Descripción del método experimental 354
5.11.5.2. Procedimientos 355
5.11.5.3. Materiales y equipos 357

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 358

CAPÍTULO 6
HIGIENIZACIÓN DE LODOS 362

6.1. INTRODUCCIÓN 362
6.2. FUNDAMENTOS GENERALES 363
6.2.1. Objetivos de la higienización 363
6.2.2. Exposición y riesgos de contaminación 364
6.2.3 Uso agrícola en Brasil de acuerdo a la Resolución Conama 375/2006 366
6.3. MECANISMOS DE HIGIENIZACIÓN DE LODOS 368
6.3.1. Preliminares 368
6.3.2. Vía térmica 368
6.3.3. Vía química 370
6.3.4. Vía biológica 371
6.3.5. Vía radiación 372
6.4. PROCESOS DE HIGIENIZACIÓN DE LODOS 373
6.4.1. Preliminares 373
6.4.2. Compostaje 373
6.4.2.1. Características generales 373
6.4.2.2. Parámetros de control y condiciones ambientales 375
6.4.2.3. Métodos de compostaje 379
6.4.2.4. Problemas operacionales más comunes 386
6.4.3. Digestión aerobia autotérmica 388
6.4.3.1. Conceptos generales 388
6.4.3.2. Régimen operacional 389
6.4.3.3. Consideraciones de diseño 390
6.4.4. Encalado o estabilización alcalina 391
6.4.4.1. Preliminares 391
6.4.4.2. Lodos en la fase líquida 392
6.4.4.3. Lodos en la fase sólida 393
6.4.4.4. Problemas y ventajas del proceso 394
6.4.4.5. Consideraciones de operación y diseño para estabilización alcalina de lodos deshidratados 395
6.4.4.6. Problemas más comunes en el proceso 398
6.4.4.7. Otras tecnologías utilizando agentes alcalinizantes 399

6.4.5. Pasteurización 400
6.4.6. Secado térmico 401
6.4.7. Otros procesos de higienización 402
6.4.8. Comparación entre los procesos 402
6.5. OPERACIÓN Y CONTROL 404
6.5.1. Controles operacionales 404
6.5.2. Requisitos para el lodo higienizado 405
6.5.3. Evitando el recrecimiento 405
6.5.4. Procedimientos de muestreo 406
6.5.4.1. Necesidades y frecuencia 406
6.5.4.2. Muestreo do lodo para análisis microbiológicos 407
6.5.4.3. Cuidados previos y posteriores al muestreo para análisis microbiológico 408
6.5.4.4. Procedimientos analíticos 408

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 409

CAPÍTULO 7
EVALUACIÓN DE ALTERNATIVAS Y MANEJO DEL LODO EN LA PTAR 412

7.1. INTRODUCCIÓN 412
7.2. PUNTO DE VISTA SUSTENTABLE 413
7.3. TENDENCIAS EN EL MANEJO DEL LODO EN ALGUNOS PAÍSES 414
7.4. CONDICIONES A SER ANALIZADAS ANTES DE LA EVALUACIÓN DE ALTERNATIVAS DE PROCESAMIENTO Y DESTINO FINAL DEL LODO 418
7.4.1. Interrelación entre tratamiento de aguas residuales y manejo del lodo 418
7.4.2. Calidad del agua residual 419
7.4.3. Tecnología de tratamiento del agua residual 419
7.4.4. Escala de producción 423
7.4.5. Legislación ambiental 423
7.4.6. Suelos y agricultura regional 424

7.5 . ABORDAJE METODOLÓGICO PARA LA SELECCIÓN DE ALTERNATIVAS DE PROCESAMIENTO Y DESTINO FINAL 424
7.5.1. Articulación entre el procesamiento y el destino final del lodo 425
7.5.2. Desempeño operacional 430
7.5.3. Flexibilidad 430
7.5.4. Costos 431
7.5.5. Impacto ambiental 434
7.6. ORGANIZACIÓN DE UNA MATRIZ DE EVALUACIÓN 435
7.7. MANEJO DEL LODO EN LA PTAR 436
7.7.1. Interrelación entre las etapas del manejo 436
7.7.2. Control cualitativo y cuantitativo 437
7.7.3. Manejo del lodo en la PTAR 438
7.7.4. Almacenamiento 439
7.7.5. Transporte 439
7.7.6. Monitoreo del destino final 440
7.7.7. Sistema gerencial 440

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 441

CAPÍTULO 8
DISPOSICIÓN DEL LODO EN EL SUELO 442

8.1. INTRODUCCIÓN 442
8.2. USO BENÉFICO 443
8.2.1. Descripción del proceso 443
8.2.2. Constitución del lodo y sus efectos en la agricultura 448
8.2.3. Aspectos ambientales 457
8.2.4. Sector de saneamiento 461
8.3. REQUISITOS Y RIESGOS ASOCIADOS 462
8.3.1. Preliminares 462
8.3.2. Calidad del biosólido 462
8.3.2.1. Contenido de metales pesados 462
8.3.2.2. Sanidad 467
8.3.2.3. Contaminantes orgánicos 469

8.3.2.4. Estabilidad y atracción de vectores 471
8.3.3. Riesgos asociados al área de aplicación 472
8.3.3.1. Preliminares 472
8.3.3.2. Aptitud de los suelos 473
8.3.3.3. Localización del área de aplicación 488
8.4. USO Y MANEJO 490
8.4.1. Cultivos, riesgos asociados y escalonamiento 490
8.4.2. Tasas de aplicación 493
8.4.2.1. Recomendación de nutrientes y calidad agronómica del biosólido 494
8.4.2.2. Poder reactivo 494
8.5. ALMACENAMIENTO, TRANSPORTE, APLICACIÓN E INCORPORACIÓN 503
8.5.1. Almacenamiento 503
8.5.2. Transporte 506
8.5.3. Aplicación e incorporación 509
8.6. OPERACIONALIZACIÓN 512
8.6.1. Aspectos generales 512
8.6.2. Planeación preliminar 514
8.6.2.1. Levantamiento de informaciones 514
8.6.2.2. Evaluación de la producción de biosólidos 514
8.6.2.3. Calidad del biosólido 518
8.6.2.4. Área de aplicación 519
8.6.3. Organización de la distribución 522
8.6.3.1. Definición de la alternativa y del proceso de disposición 523
8.6.3.2. Estructuración de la PTAR 524
8.6.3.3. Transporte 526
8.6.3.4. Divulgación 527
8.6.3.5. Asistencia técnica 529
8.6.3.6. Monitoreo 531
8.6.3.7. Licenciamiento ambiental 531
8.6.4. Operación de distribución 531
8.6.4.1. Selección y entrenamiento del cuerpo técnico 531
8.6.4.2. Programa de control 532
8.6.4.3. Sistema de informes y registro de datos 535

8.7. DISPOSICIÓN DEL LODO EN EL SUELO SIN FINES BENÉFICOS: LANDFARMING 536
8.7.1. Preliminares 536
8.7.2. Conceptos básicos 537
8.7.3. Selección de áreas para landfarming 540
8.7.4. Consideraciones de diseño y operación 541
8.7.5. Monitoreo ambiental 542
8.7.6. Plan de clausura 544

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 546

CAPÍTULO 9
PRINCIPALES TIPOS DE TRANSFORMACIÓN Y DESCARTE DEL LODO 550

9.1 INTRODUCCIÓN 550
9.2. SECADO TÉRMICO 551
9.3. OXIDACIÓN HÚMEDA 553
9.4. INCINERACIÓN 559
9.5. DISPOSICIÓN EN RELLENO SANITARIO 566
9.5.1. Consideraciones generales 566
9.5.2. Selección de áreas y consideración de los impactos ambientales 569
9.5.3. Rellenos exclusivos 571
9.5.4. Codisposición en rellenos 573
9.5.5. Elementos básicos de diseño de rellenos 573
9.5.5.1. Capacidad del relleno 573
9.5.5.2 Impermeabilización del lecho del relleno 575
9.5.5.3. Drenaje de aguas pluviales 575
9.5.5.4. Drenaje de percolados 576
9.5.5.5. Drenaje de gases 576
9.5.5.6. Tratamiento de los percolados 577
9.5.5.6. Edificación de apoyo 578
9.5.7. Monitoreo del relleno 579

9.5.8. Clausura del relleno 580

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 585

CAPÍTULO 10
EVALUACIÓN DE LOS IMPACTOS AMBIENTALES Y MONITOREO DE LA DISPOSICIÓN FINAL DEL LODO 587

10.1. INTRODUCCIÓN 587
10.2. DESCRIPCIÓN DE LA ACTIVIDAD BAJO EL ENFOQUE AMBIENTAL 588
10.3. DEFINICIONES Y CONCEPTOS 589
10.4. ALTERNATIVAS DE DISPOSICIÓN FINAL DEL LODO 591
10.5. POTENCIALES IMPACTOS AMBIENTALES NEGATIVOS 593
10.5.1. Aspectos generales 593
10.5.2. Descarga oceánica 595
10.5.3. Incineración 596
10.5.4. Relleno sanitario 597
10.5.5. Tratamiento en el suelo “Landfarming” 598
10.5.6. Disposición benéfica en el suelo 599
10.6. INDICADORES Y PARÁMETROS PARA EL MONITOREO DE LA DISPOSICIÓN FINAL DEL LODO 602
10.7. PLAN DE MONITOREO DE LOS IMPACTOS 605
10.8. CONSIDERACIONES FINALES 614

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 615

CAPÍTULO 1
INTRODUCCIÓN

Marcos von Sperling
Cleverson V. Andreoli

La gestión del lodo de aguas residuales proveniente de plantas de tratamiento es una actividad de gran complejidad y alto costo, que, de ser mal ejecutada, puede comprometer los beneficios ambientales y sanitarios esperados de tales sistemas. La importancia de esta práctica fue reconocida por la Agenda 21, que incluye el tema "Gestión ecológicamente racional de los desechos sólidos y cuestiones relacionadas con las aguas cloacales", definiendo las siguientes orientaciones para su gestión: la reducción de la producción, el aumento máximo de la reutilización y del reciclaje y la promoción de depósitos y tratamiento ambientalmente saludables.

Las crecientes exigencias de la sociedad y de las agencias ambientales por mejores estándares de calidad ambiental se han reflejado en los gestores públicos y privados de los servicios de saneamiento. Debido a los bajos índices de tratamiento de las aguas residuales que aún se aprecia en países como Brasil, hay la perspectiva de un aumento significativo en el número de plantas de tratamiento de efluentes y, en consecuencia, de la producción de lodo. Para el caso específico de Brasil, los órganos ambientales de algunos estados entraron a exigir la definición técnica de la disposición final del lodo en los procesos de trámite y renovación de licencias ambientales. Tales aspectos demuestran que la gestión de biosólidos es un problema creciente en dicho país, con la tendencia a agravarse rápidamente en los próximos años.

El término "**lodo**" ha sido utilizado para nombrar a los subproductos sólidos del tratamiento de aguas residuales. En los procesos biológicos de tratamiento, parte de la materia orgánica es absorbida y convertida, haciendo parte de la biomasa microbiana, llamada genéricamente lodo biológico o lodo secundario, compuesto principalmente de sólidos biológicos, y por esta razón también suele ser llamado **biosólido**. Para pueda adoptarse dicho término, aún se hace necesario, que sus características químicas y biológicas sean compatibles con una utilización productiva, como, por ejemplo, en la agricultura. El término "biosólido" es una forma de resaltar sus aspectos benéficos, valorizando la utilización productiva, en comparación con la mera disposición final improductiva, por medio de rellenos sanitarios, la disposición superficial en el suelo o la incineración.

Continuando con el análisis específico de la situación para Brasil, no se dispone de datos consistentes referentes a la producción y disposición final de lodo y, por ello, se debe trabajar con estimaciones a partir de las informaciones sobre la población beneficiada con los servicios de colecta y tratamiento de aguas residuales. Considerando el atendimiento de 113 millones de habitantes por sistemas de alcantarillado sanitario en Brasil (SNIS, 2023), y en el caso que todos esos sistemas incluyesen el tratamiento de las aguas residuales, se tendrían los siguientes rangos de valores aproximados para la producción de lodo (calculados en función de valores medios de producción per cápita de diversos procesos anaerobios y aerobios, con base en rangos intermedios que se presentarán en el Capítulo 2, en los Cuadros 2.7 y 2.8):

- 115.000 a 450.000 toneladas por día de lodo líquido a ser *tratado* (producción volumétrica per cápita del orden de 1 a 4 L/hab.día)
- 12.000 a 17.000 toneladas por día de lodo deshidratado a ser *dispuesto* (producción volumétrica per cápita del orden de 0,1 a 0,15 L/hab.día)

Se observa, por lo tanto, que dichos valores son bastante elevados, resaltando la gran dimensión de la problemática de la gestión del

lodo. En el caso en que el porcentaje de atendimiento por parte de los servicios de colecta y tratamiento de aguas residuales fuese mayor, la producción de lodo sería proporcionalmente más elevada. Naturalmente tales valores varían bastante en función del proceso de tratamiento de las aguas residuales, lo que explica la gran amplitud en los rangos presentados. El objetivo aquí es únicamente el de caracterizar la problemática del lodo, y no el de presentar estadísticas específicas.

El adecuado destino final de los biosólidos es un factor fundamental para el éxito de un sistema de saneamiento. Sin embargo, dicha actividad ha sido descuidada en Brasil, así como en diversos países de Latinoamérica. Es muy común que los diseños de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) omitan el tema de la gestión de residuos, haciendo que tan compleja actividad sea realizada sin planeamiento por parte de los operadores de las PTAR, muchas veces en condiciones de emergencia. Por esta razón, se han adoptado alternativas inadecuadas para la disposición final de los lodos, comprometiendo así los beneficios de las inversiones realizadas en los sistemas asociados al alcantarillado sanitario.

Pese a que el lodo represente únicamente entre el 1% al 2% del volumen del agua residual tratada, su gestión es bastante compleja y representa un costo que varía generalmente entre el 20% y el 60% del total destinado a la operación de una planta de tratamiento de aguas residuales|. Además de su importancia económica, la destinación final del lodo es una operación bastante compleja, pues muchas veces sobrepasa los límites de la PTAR.

El presente libro busca presentar una visión integrada de todas las etapas de la gestión del lodo, incluyendo la generación, el tratamiento y la disposición final. Los principales temas abordados en el libro se listan en el Cuadro 1.1.

Cuadro 1.1. Estructura del libro

Capítulo	Título	Tópicos principales
2	Lodo de aguas residuales domésticas: características y producción	• Producción de lodo en los sistemas de tratamiento de aguas residuales • Diagramas de flujo del procesamiento del lodo • Relaciones fundamentales entre variables • Cálculo de la producción de lodo • Balance de masa en el tratamiento del lodo
3	Principales contaminantes del lodo	• Metales pesados • Agentes patógenos • Contaminantes orgánicos • Recepción de efluentes en redes públicas
4	Procesos de estabilización de lodos	• Digestión anaerobia • Digestión aerobia
5	Remoción de la humedad de lodos de aguas residuales	• Espesamiento de lodos • Acondicionamiento de lodos • Lechos de secado • Lagunas de secado • Centrífugas • Filtros al vacío • Filtros prensa • Prensas de tornillo para deshidratación • Secado térmico • Ensayos de laboratorio de espesamiento de lodos
6	Higienización de lodos	• Mecanismos de higienización de lodos • Compostaje • Digestión aerobia autotérmica • Encalado o estabilización alcalina • Pasteurización • Secado térmico

Capítulo	Título	Tópicos principales
7	Evaluación de alternativas y gestión del do lodo en la PTAR	• Tendencias en la gestión del lodo en algunos países y en Brasil • Condiciones a ser analizadas antes de la evaluación de alternativas • Abordaje metodológica para la selección de alternativas • Organización de una matriz de evaluación • Gestión del lodo en la PTAR
8	Disposición del lodo en el suelo	• Uso benéfico del biosólido • Requisitos y riesgos asociados • Uso y manejo • Almacenamiento, transporte, aplicación e incorporación • Operacionalización • Disposición del lodo en el suelo sin fines benéficos: *landfarming*
9	Principales tipos de transformación y descarte del lodo	• Secado térmico • Oxidación húmeda • Incineración • Disposición en relleno sanitario
10	Evaluación de los impactos ambientales y monitoreo de la disposición final del lodo	• Descripción de la actividad bajo el enfoque ambiental • Alternativas de disposición final de lodo • Potenciales impactos ambientales negativos • Indicadores y parámetros para el monitoreo de la disposición final de lodo • Plan de monitoreo de los impactos

En todos los capítulos, se buscó un balance entre teoría y práctica, cubriendo los principios básicos, el dimensionamiento y la operación, y presentando, siempre que sea pertinente, ejemplos de aplicación.

En el libro también se buscó reflejar las principales tecnologías de tratamiento de aguas residuales y de tratamiento y disposición final de lodo utilizadas, así como potencialmente utilizables en Brasil, presentando una tecnología apropiada para las condiciones brasileras y de América Latina.

REFERENCIA BIBLIOGRÁFICA

SNIS (2023). Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Dados do Brasil, sobre o ano de 2022. https://www.gov.br/cidades/pt-br/acesso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis/painel.Consultado: 09/09/2024.

CAPÍTULO 2

LODO DE AGUAS RESIDUALES: CARACTERÍSTICAS Y PRODUCCIÓN

Marcos von Sperling
Ricardo Franci Gonçalves

2.1. PRODUCCIÓN DE LODO EN LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

2.1.1. Tipos de subproductos sólidos generados en el tratamiento de aguas residuales

De manera general, los siguientes son los subproductos sólidos generados en el tratamiento de las aguas residuales:

- material tamizado y retenido en rejillas
- arena
- materiales flotantes y espuma
- lodo primario
- lodo secundario
- lodo químico (en el caso que haya una etapa físico-química)

El tratamiento de los subproductos sólidos generados en las diversas unidades es una etapa esencial del tratamiento de las aguas residuales. Pese a que el lodo pueda en la mayor parte de las etapas de su manejo estar constituido por más de 95% de agua, solamente por convención se lo denomina como fase sólida, ello con miras a distinguirlo del flujo del líquido que está siendo tratado (fase líquida). Debido al mayor

volumen y masa generados, con relación a todos los subproductos sólidos, el presente texto aborda en mayor profundidad la problemática del lodo.

Al planear el gerenciamiento del lodo, los siguientes aspectos deben ser considerados y cuantificados:

- **producción** de lodo en la *fase líquida*
- **descarte** de lodo de la *fase líquida*
- **descarte** de lodo de la *fase sólida*

La producción de lodo a ser generado es función directa del sistema de tratamiento utilizado para la fase líquida. En principio, todos los procesos de tratamiento biológico generan lodo. Los procesos que reciben el agua residual cruda en sedimentadores primarios generan el **lodo primario**, compuesto por los sólidos sedimentables del agua residual cruda. En la etapa biológica de tratamiento, se tiene el así denominado **lodo biológico** o **lodo secundario**. Este lodo es la propia biomasa que creció a expensas del alimento suministrado por el agua residual afluente. En caso que la biomasa no sea removida, ella tiende a acumularse en el sistema, pudiendo eventualmente salir con el efluente final, deteriorando su calidad en términos de sólidos en suspensión y materia orgánica. Dependiendo del tipo de sistema, el lodo primario puede ser enviado para el tratamiento junto con el lodo secundario. En ese caso, el lodo resultante de la mezcla pasa a ser denominado **lodo mixto**. En sistemas de tratamiento que incorporan una etapa físico-química, sea para mejorar el desempeño do sedimentador primario, o para dar un pulimento al efluente secundario, se tiene el **lodo químico**.

En todos estos casos, es necesario el descarte del lodo, o sea, su remoción de la fase líquida. Sin embargo, no todos los sistemas de tratamiento de aguas residuales necesitan del descarte continuo de dicha biomasa. Algunos sistemas de tratamiento logran almacenar el

lodo por todo el horizonte de operación de la planta de tratamiento (ej.: lagunas facultativas), otros permiten una remoción eventual (ej: reactores anaerobios) y otros requieren de una remoción continua o bastante frecuente (ej: lodos activados). El lodo biológico descartado también es denominado **lodo de exceso**.

El Cuadro 2.1 presenta una breve descripción de los principales tipos de subproductos sólidos y su origen en el tratamiento de aguas residuales. Todos los procesos de tratamiento son iniciados por el tratamiento preliminar, donde hay, necesariamente, la generación de *material tamizado y retenido por rejillas* y *arena*. La *espuma* y materiales flotantes varían entre un proceso y otro, pudiendo o no ocurrir de manera sistemática. El *lodo primario* solamente es generado en plantas de tratamiento que poseen una etapa de tratamiento primario (sedimentación –también conocida en algunos textos como decantación- primaria). El *lodo secundario* es generado en todos los procesos de tratamiento biológico. El tipo de lodo varía, distinguiéndose en el cuadro los lodos aerobios (no estabilizados), lodos aerobios (estabilizados) y lodos anaerobios (estabilizados). Los principales procesos de tratamiento biológico de aguas residuales han sido descritos en los diversos volúmenes anteriores de la presente serie de libros. El *lodo químico* solamente es producido en plantas de tratamiento que explícitamente incorporan una etapa físico-química de tratamiento de la fase líquida.

Procesos de tratamiento de aguas residuales por aplicación controlada en el suelo también generan biomasa, la cual estará constituida principalmente por biomasa vegetal relativa a la cultura irrigada. Dicha biomasa vegetal, después de su corte y eventual procesamiento, puede ser utilizada o dispuesta. El análisis del manejo de tal biomasa se encuentra por fuera del alcance del presente texto.

Cuadro 2.1. Origen y descripción de los principales subproductos sólidos generados en el tratamiento de aguas residuales.

Subproducto sólido	Origen	Descripción
Sólidos gruesos	• Rejillas	Los sólidos removidos por las rejillas incluyen todos los sólidos, orgánicos e inorgánicos, con dimensiones superiores al espacio libre entre los barrotes. El material orgánico varía en función de las características del sistema de alcantarillado y de la época del año. La remoción puede ser manual o mecánica.
Arena	• Desarenador	La arena usualmente comprende los sólidos inorgánicos más pesados, que sedimentan con velocidades relativamente elevadas. La arena es removida en unidades denominadas desarenadores, que son sedimentadores (también conocidos como decantadores) con un bajo tiempo de retención hidráulica, tan solo suficiente para la sedimentación de la arena. Sin embargo, dependiendo de las condiciones de operación, también pueden ser removidos materia orgánica y aceites y grasas.
Espuma y residuos flotantes	• Desarenador • Sedimentador primario • Sedimentador secundario • Laguna de estabilización • Reactor anaerobio	La espuma y residuos flotantes removidos en los sedimentadores primarios consta de materiales flotantes raspados de la superficie, los cuales contienen grasas, aceites vegetales y minerales, jabones, residuos de comida, cáscaras de vegetales y frutas, cabello, papel, algodón, filtros de cigarrillos y materiales similares. El peso específico de tales residuos es menor a 1,0 y generalmente en torno a 0,95. Los desarenadores normalmente no poseen equipos para la remoción de espuma y residuos flotantes. En el tratamiento secundario, los reactores biológicos también producen espuma, contando en su composición con la presencia de bacterias que se desarrollan en condiciones ambientales específicas. Dicha espuma es usualmente removida en los sedimentadores secundarios por medio de raspado de la superficie. Las lagunas de estabilización y los reactores anaerobios también pueden presentar espuma.

Subproducto sólido	Origen	Descripción
Lodo primario	• Tanque séptico (también conocido como fosa séptica) • Sedimentador primario	Los sólidos removidos por sedimentación en los sedimentadores primarios constituyen el lodo primario. El lodo primario puede exhalar un fuerte olor, principalmente al permanecer retenido por un tiempo elevado en los sedimentadores primarios, en condiciones de elevada temperatura. El lodo primario removido en tanques sépticos permanece por un tiempo lo suficientemente elevado para proporcionar su digestión anaerobia, en condiciones controladas (tanques cerrados).
Lodo biológico aerobio (no estabilizado)	• Lodos activados convencional • Reactores aerobios con biopelícula – alta carga (filtro biológico de alta carga, biofiltros aireados sumergidos y biodiscos)	El lodo biológico de exceso (lodo secundario) comprende la biomasa de microorganismos aerobios generada a expensas de la remoción de la materia orgánica (alimento) de las aguas residuales. Esta biomasa está en constante crecimiento, en virtud de la entrada continua de materia orgánica en los reactores biológicos. Para mantener el sistema en equilibrio, aproximadamente la misma masa de sólidos biológicos generada debe ser removida del sistema. En caso que el tiempo de permanencia de los sólidos en el sistema sea bajo y haya satisfactoria disponibilidad de alimento, los sólidos biológicos contendrán mayores niveles de materia orgánica en su composición celular. Dichos sólidos no se encuentran estabilizados (digeridos), necesitando por ello de una etapa separada, posterior, de digestión. En caso contrario, habría emanación de malos olores por el lodo durante su tratamiento y disposición final, a través de la descomposición anaerobia de la materia orgánica, en condiciones no controladas.

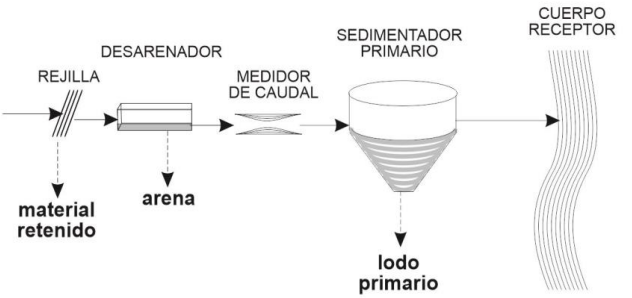
Subproducto sólido	Origen	Descripción
Lodo biológico aerobio (estabilizado)	• Lodos activados – aireación prolongada • Reactores aerobios con biopelícula - baja carga (filtro biológico de baja carga, biodisco, biofiltro aireado)	Este lodo biológico también se encuentra predominantemente constituido por microorganismos aerobios que crecen y se multiplican a expensas de la materia orgánica de las aguas residuales crudas. Sin embargo, en los sistemas de baja carga, la disponibilidad de alimento es menor, y la biomasa permanece retenida por más tiempo en el sistema, predominando así las condiciones de respiración endógena. En consecuencia, la biomasa utiliza las propias reservas de materia orgánica de composición del protoplasma celular, resultando en un lodo con menor contenido de materia orgánica (lodo digerido) y mayores niveles de sólidos inorgánicos. Este lodo no requiere de una etapa de digestión posterior.
Lodo biológico anaerobio (estabilizado)	• Lagunas de estabilización (lagunas facultativas, lagunas anaerobias-facultativas, lagunas aireadas facultativas, lagunas aireadas de mezcla completa-lagunas de decantación) • Reactores anaerobios (reactores UASB, filtros anaerobios)	En los reactores anaerobios y en el lodo del fondo de lagunas de estabilización predominan condiciones anaerobias. La biomasa anaerobia también crece y se multiplica a expensas de materia orgánica. En estos procesos de tratamiento, usualmente la biomasa permanece retenida un largo tiempo, en el cual ocurre la digestión anaerobia del propio material celular. En las lagunas de estabilización, el lodo también está constituido de sólidos sedimentados provenientes del agua residual cruda, así como de algas muertas. Este lodo no requiere de una etapa de digestión posterior.

Subproducto sólido	Origen	Descripción
Lodo químico	• Sedimentador primario con precipitación química • Lodos activados con precipitación química de fósforo	Este lodo es usualmente resultante de la precipitación química con sales metálicas o con cal. La preocupación con olores es menor que con el lodo primario, pese a que dichos olores puedan presentarse (solamente en el caso de uso de cal como coagulante). La tasa de descomposición del lodo químico en los tanques es menor que la del lodo primario.

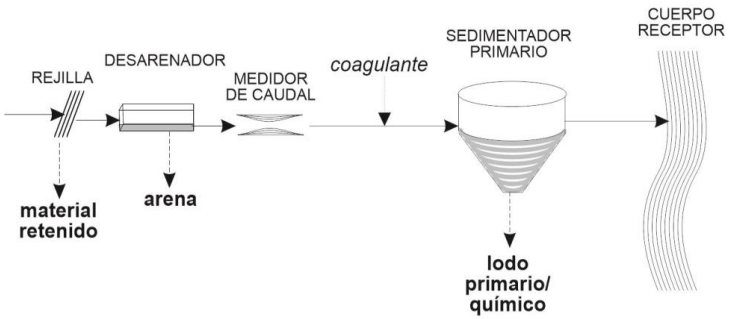
Fuente: parcialmente adaptada de Metcalf & Eddy (1991).

2.1.2. Sistemas de tratamiento de aguas residuales y puntos de generación de subproductos sólidos

Las Figuras 2.1 a 2.5 presentan los principales diagramas de flujo de tratamiento de aguas residuales (fase líquida) utilizados en el contexto de los países de América Latina, destacando el punto de generación de subproductos. En virtud de la amplia gama de procesos de tratamiento utilizados en nuestro medio, se tienen varios posibles orígenes de los subproductos, lo que hace que los mismos tengan características diversas, lo que naturalmente repercute en el manejo de los mismos. Los procesos de tratamiento biológico de aguas residuales se encuentran descritos en el Volumen 1, y varios de ellos están detallados en otros volúmenes de la serie.



TRATAMIENTO PRIMARIO CON PRECIPITACIÓN QUÍMICA



TRATAMIENTO PRIMARIO CON TANQUE SÉPTICO

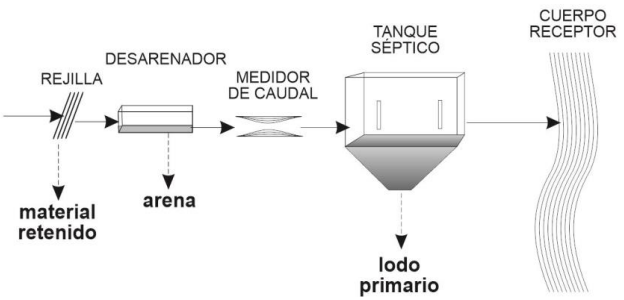
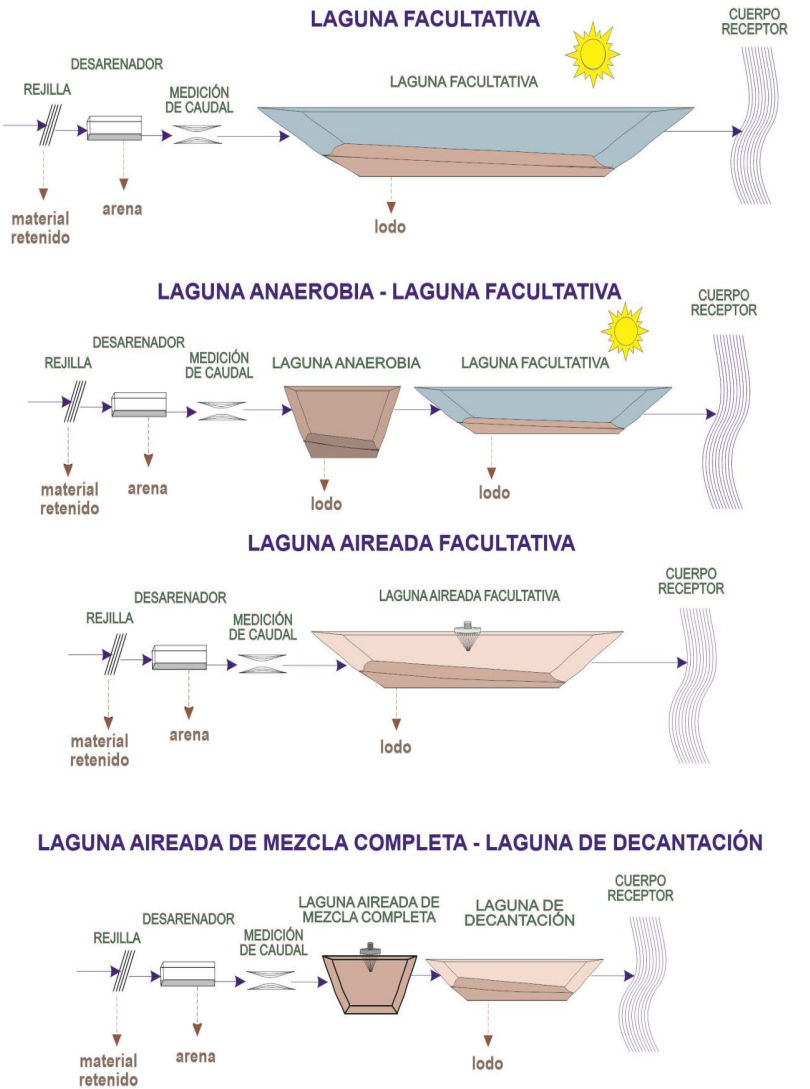
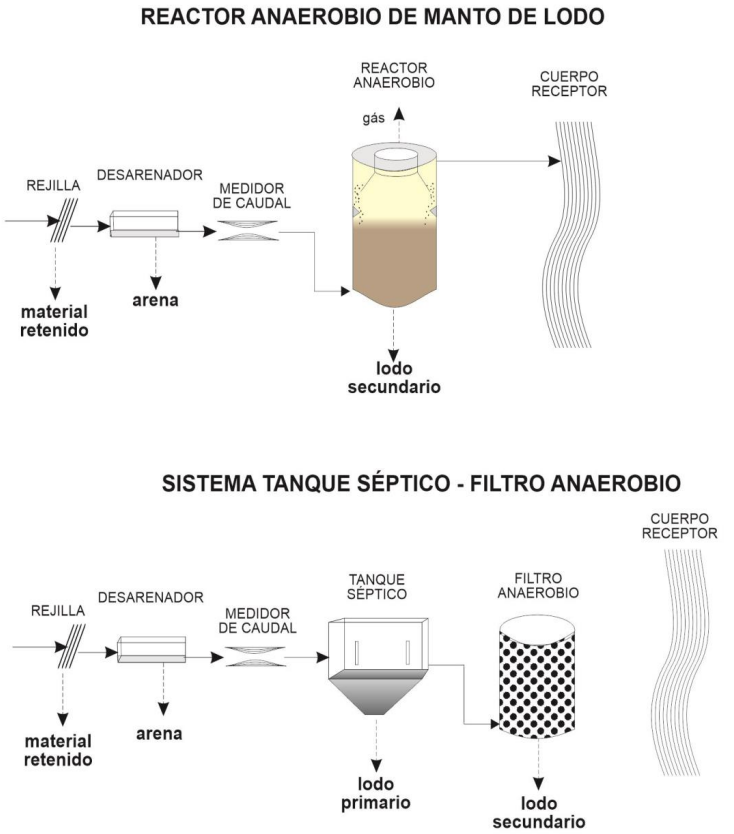


Fig. 2.1. Tratamiento primario y puntos de generación de subproductos sólidos.



Obs: en todos los flujogramas, además del cuerpo receptor, el efluente final puede tener, después de eventual adecuación, como destino también el reúso (agrícola / industrial / urbano) o la infiltración en el suelo

Fig. 2.2. Tratamiento secundario por medio de lagunas de estabilización y puntos de generación de subproductos sólidos.



Obs: en todos los flujogramas, además del cuerpo receptor, el efluente final puede tener, después de una eventual adecuación,como destino también el reúso (agrícola / industrial / urbano) o la infiltración en el suelo

Fig. 2.3. Tratamiento secundario por reactores anaerobios y puntos de generación de subproductos sólidos

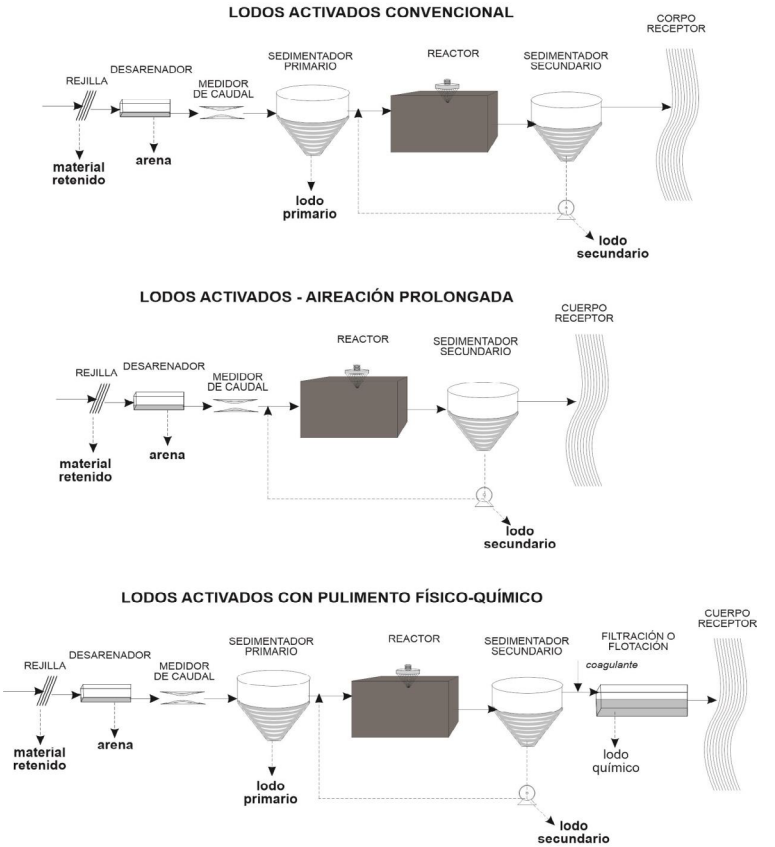
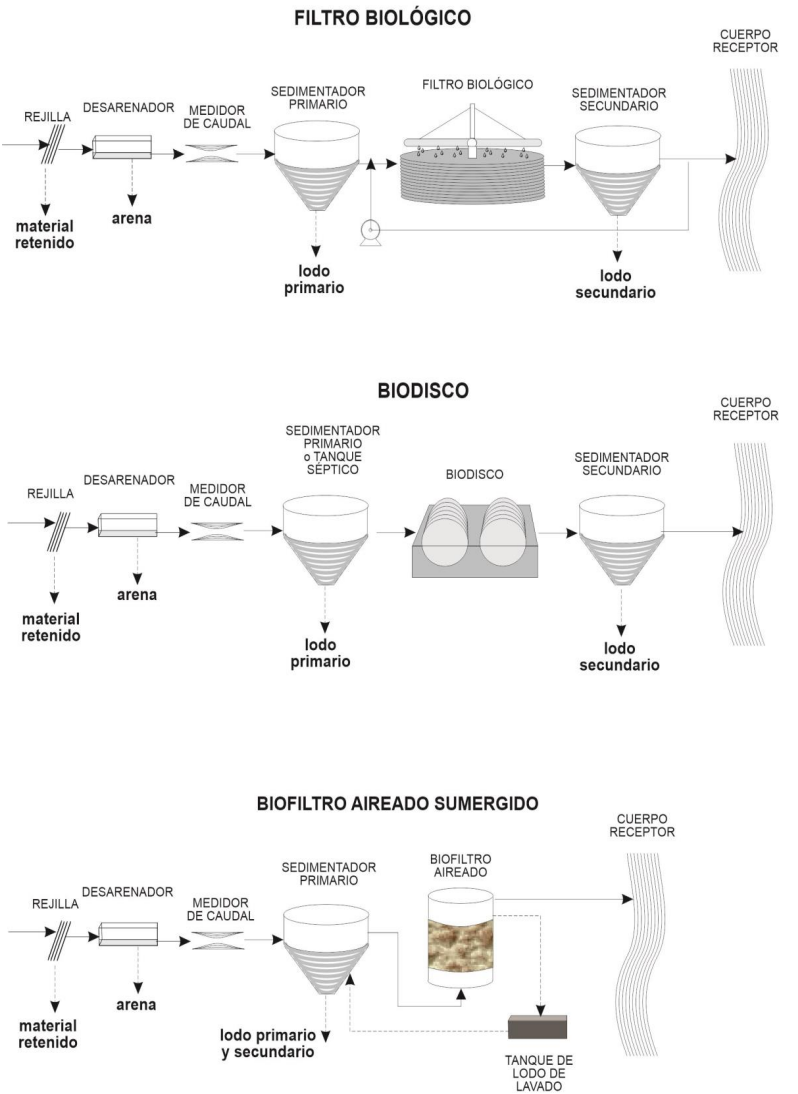


Fig. 2.4. Tratamiento secundario por medio de lodos activados y puntos de generación de subproductos sólidos



Obs: en todos los flujogramas, además del cuerpo receptor, el efluente final puede tener, después de una eventual adecuación,como destino también el reúso (agrícola / industrial / urbano) o la infiltración en el suelo

Fig. 2.5. Tratamiento secundario por medio de reactores aerobios con biopelícula y puntos de generación de subproductos sólidos

Además de los procesos de tratamiento de aguas residuales convencionales presentados en las Figuras 2.1 a 2.5, también se debe destacar la conjugación entre los reactores anaerobios de manto de lodo (UASB) y procesos aerobios, anaerobios o físico-químicos de pos-tratamiento de sus efluentes. Estas combinaciones se presentan como la principal tendencia para el tratamiento de aguas residuales en el entorno brasilero y de América Latina. La Figura 2.6 ilustra algunas de las principales combinaciones utilizadas. Se puede observar que, en los sistemas UASB - lodos activados y UASB - biofiltro aireado sumergido (o filtro biológico percolador), el lodo biológico aerobio es simplemente retornado al reactor UASB, donde sufre digestión y espesamiento conjuntamente con el propio lodo anaerobio, dispensando así la necesidad de unidades separadas de digestión y espesamiento. Procesos recientes de pos-tratamiento por flotación han encaminado también el lodo flotado para el reactor UASB.

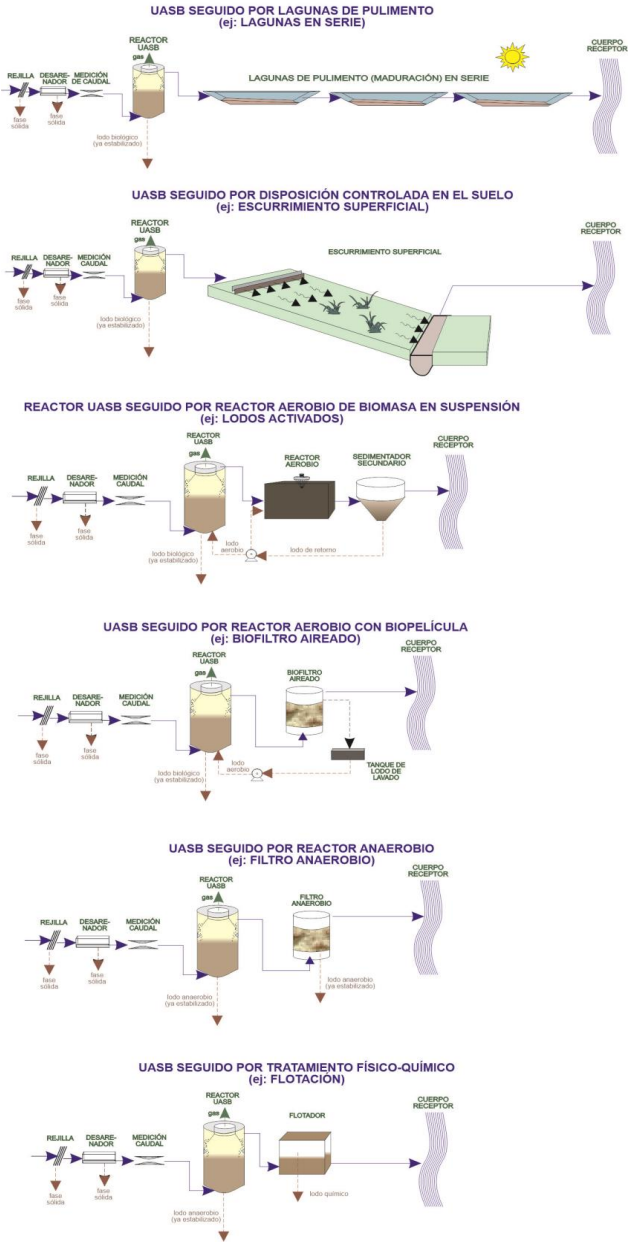


Fig. 2.6. Diagramas de flujo de tratamiento de aguas residuales por medio de reactor UASB seguido por unidades de pos-tratamiento

2.1.3. Frecuencia de remoción del lodo de las unidades de tratamiento de la fase líquida

El Cuadro 2.2 presenta intervalos típicos de remoción del lodo de las unidades de tratamiento de la fase líquida, de donde el lodo seguirá para la etapa de tratamiento. Los intervalos se encuentran expresados de la siguiente manera: *continuo, horas, días, semanas, meses, años*. Por ejemplo, la clasificación de "meses" indica que el lodo debe ser removido de la unidad de tratamiento de la fase líquida en intervalos del orden de algunos meses, pasando de allí para la etapa de tratamiento de la fase sólida. El período de almacenamiento ejerce gran influencia en las características del lodo y, por consiguiente, en la forma de tratamiento. Lodos removidos en intervalos de semanas, meses o años usualmente se encuentran ya digeridos y también poseen mayor densidad.

Cuadro 2.2. Intervalos típicos de remoción del lodo de las unidades de la fase líquida

Sistema	Intervalo de remoción del lodo de la fase líquida		
	Lodo primario	Lodo secundario	Lodo químico
Tratamiento primario (convencional)	Horas		
Tratamiento primario (tanques sépticos)	Meses		
Tratamiento primario con coagulación			Horas
Laguna facultativa		Años	
Laguna anaerobia - laguna facultativa		Años	
Laguna aireada facultativa		Años	
Laguna aireada de mezcla completa - laguna de sedimentación		Años	
Laguna facultativa + laguna de maduración		Años	
Laguna facultativa + laguna de alta tasa		Años	
Laguna facultativa + remoción físico-química de algas		Años (a)	Horas
Infiltración lenta		(b)	

Sistema	Intervalo de remoción del lodo de la fase líquida		
	Lodo primario	Lodo secundario	Lodo químico
Infiltración rápida		(b)	
Escurrimiento superficial		(b)	
Humedales construidos		(b)	
Tanque séptico + filtro anaerobio	Meses	Meses	
Tanque séptico + infiltración	Meses	(b)	
Reactor UASB		Semanas	
UASB + lodos activados		Semanas (c)	
UASB + biofiltro aireado sumergido		Semanas (c)	
UASB + filtro anaerobio		Semanas	
UASB + filtro biológico de alta carga		Semanas (c)	
UASB + flotación		Semanas	Horas
UASB + lagunas de pulimento		Semanas (d)	
UASB + escurrimiento superficial		Semanas (b)	
Lodos activados convencional	Horas	~ Continuo	
Aireación prolongada		~ Continuo	
Reactor discontinuo secuencial (aireación prolongada)		Horas	
Lodos activados convencional c/ remoción biológica de N/P	Horas	~ Continuo	
Lodos activados c/ remoción biológica y química de N/P		~ Continuo	Horas
Filtro biológico de baja carga	Horas	Horas	
Filtro biológico de alta carga	Horas	Horas	
Biofiltro aireado sumergido	Horas	Horas	
Biodisco	Horas	Horas	

(a) El lodo químico recirculado para la laguna anaerobia o para una laguna facultativa puede permanecer almacenado por años.

(b) En sistemas de aplicación controlada en el suelo, existe la necesidad de remoción periódica de la biomasa vegetal formada como resultado de la irrigación.

(c) Presupone retorno del lodo aerobio de exceso para el reactor anaerobio, donde sufre espesamiento y digestión de manera conjunta con el lodo anaerobio.(d) En reactores UASB incorporados y sumergidos en lagunas facultativas (sistema CAESB-Samambaia, en Brasilia-Brasil), el lodo anaerobio se acumula en la laguna facultativa, sin necesitar de remoción periódica.

2.1.4. Cantidad de lodo generado en los procesos de tratamiento de aguas residuales

La cantidad de lodo generado en el tratamiento de aguas residuales, y que debe ser dirigido hacia la etapa de tratamiento del lodo puede expresarse en términos de masa y de volumen. El Ítem 2.2 detalla la metodología de cálculo de masas y volúmenes. En el presente ítem se adopta un abordaje simplificado, de expresar la producción de lodo en términos *per cápita* y en términos de DQO.

En la etapa biológica del tratamiento de aguas residuales, parte de la DQO removida es convertida en biomasa, que pasa a constituir el lodo biológico. Los libros precedentes de esta serie presentan cómo se calcula la producción de lodo de exceso en función de la DQO (o de la DBO) removida de las aguas residuales. Por simplicidad, en el Cuadro 2.3 se presenta la masa de sólidos en suspensión removidos por unidad de DQO aplicada (o DQO afluente), asumiendo eficiencias típicas de remoción de DQO en los diversos procesos de tratamiento de aguas residuales. Por ejemplo, en el proceso de lodos activados – aireación prolongada, cada kg de DQO afluente a la etapa biológica resulta en la generación de 0,50 a 0,55 kg de sólidos en suspensión (0,50 a 0,55 kgSS/kgDQO aplicada).

Considerando que cada habitante contribuye con cerca de 100 gDQO por día (0,1 kgDQO/hab.d), se puede calcular también la contribución de SS per cápita. En los procesos de tratamiento de aguas residuales en que predominan mecanismos físicos de remoción de la materia orgánica, no hay vinculación directa entre la producción de sólidos y la remoción de la DQO. En estas condiciones, el Cuadro 2.3 presenta las producciones per cápita de SS tomando como base eficiencias típicas de remoción de SS en las diversas etapas del tratamiento de las aguas residuales.

Los sólidos presentados en el Cuadro 2.3 constituyen la fracción sólida del lodo. El resto del lodo está constituido por agua. La concentración de sólidos secos (sólidos totales) expresada en porcentaje se relaciona

con la concentración en mg/L (ver Ítem 2.3). Un lodo con 2% de sólidos secos posee 98% de humedad, o sea, de cada 100 kg de lodo, 2 kg son de sólidos secos y 98 kg son de agua.

El cálculo del volumen per cápita de lodo producido por día se realiza tomando como base la carga per cápita diaria y la concentración de sólidos secos (ver fórmula en el Cuadro 2.3 y en el Ítem 2.3).

Con base en el Cuadro 2.3 se observa que, de los sistemas de tratamiento de aguas residuales listados, las lagunas de estabilización son las que generan la menor cantidad de lodo, mientras que el sistema de lodos activados convencional es el que genera mayor volumen de lodo a ser tratado. La razón es que el lodo producido en las lagunas permanece retenido por varios años, en los cuales sufre digestión (conversión a agua y gases) y espesamiento, reduciendo sobremanera su volumen. Ya en el sistema de lodos activados convencional el tiempo de permanencia del lodo (edad del lodo) es bajo, dando pocas oportunidades para la digestión del lodo en el propio tanque de aireación.

El Cuadro 2.3 debe ser utilizado solamente para estimaciones preliminares, recordando que la masa y el volumen de lodo listados son del lodo dirigido hacia la etapa de tratamiento del lodo. La cantidad de lodo en cada etapa del tratamiento del mismo, así como del lodo que sufrirá disposición final, se presenta en el Ítem 2.2.2.

Cuadro 2.3. Características y cantidad del lodo producido en varios sistemas de tratamiento de aguas residuales

Sistema	Características del lodo producido y descartado de la fase líquida (dirigido hacia la etapa de tratamiento del lodo)			
	kgSS / kgDQO aplicada	Contenido de sólidos secos (%)	Masa de lodo (gSS/ hab.d) (a)	Volumen de lodo (L/ hab.d) (b)
Tratamiento primario (convencional)	**0,35 – 0,45**	**2–6**	**35-45**	**0,6 – 2,2**
Tratamiento primario (tanques sépticos)	**0,20 – 0,30**	**3-6**	**20 - 30**	**0,3 – 1,0**
Laguna facultativa	**0,12 – 0,32**	**5–15**	**12 - 32**	**0,1 – 0,25**
Laguna anaerobia - laguna facultativa				
• Laguna anaerobia	0,20 – 0,45	15-20	20 - 45	0,1 – 0,3
• Laguna facultativa	0,06 – 0,10	7-12	6 - 10	0,05 – 0,15
• Total	**0,26 – 0,55**	-	**26 - 55**	**0,15 – 0,45**
Laguna aireada facultativa	**0,08 – 0,13**	**6-10**	**8 - 13**	**0,08 – 0,22**
Laguna aireada mezcla completa - laguna sedimentación.	**0,11 – 0,13**	**5–8**	**11 - 13**	**0,15 – 0,25**
Tanque séptico + filtro anaerobio				
• Tanque séptico	0,20 – 0,30	3 - 6	20 - 30	0,3 – 1,0
• Filtro anaerobio	0,07 – 0,09	0,5 – 4,0	7 – 9	0,2 – 1,8
• Total	**0,27 – 0,39**	**1,4 – 5,4**	**27 - 39**	**0,5 – 2,8**
Lodos activados convencional				
• Lodo primario	0,35 – 0,45	2–6	35 - 45	0,6 – 2,2
• Lodo secundario	0,25 – 0,35	0,6–1	25 - 35	2,5 – 6,0
• Total	**0,60 - 0,80**	**1-2**	**60 - 80**	**3,1 – 8,2**
Lodos activados – aireación prolongada	**0,50 – 0,55**	**0,8–1,2**	**40 - 45**	**3,3 – 5,6**
Filtro biológico de alta carga				
• Lodo primario	0,35 – 0,45	2-6	35-45	0,6 – 2,2
• Lodo secundario	0,20 – 0,30	1–2,5	20-30	0,8 – 3,0
• Total	**0,55-0,75**	**1,5-4,0**	**55-75**	**1,4 – 5,2**
Biofiltro aireado sumergido				
• Lodo primario	0,35 – 0,45	2–6	35 - 45	0,6 – 2,2

Sistema	Características del lodo producido y descartado de la fase líquida (dirigido hacia la etapa de tratamiento del lodo)			
	kgSS / kgDQO aplicada	**Contenido de sólidos secos (%)**	**Masa de lodo (gSS/ hab.d) (a)**	**Volumen de lodo (L/ hab.d) (b)**
• Lodo secundario	0,25 – 0,35	0,6–1	25 - 35	2,5 – 6,0
• Total	**0,60 - 0,80**	**1-2**	**60 - 80**	**3,1 – 8,2**
Reactor UASB	**0,12 – 0,18**	**3–6**	**12–18**	**0,2 – 0,6**
UASB + pos-tratamiento aerobio (c)				
• Lodo anaerobio (UASB)	0,12 – 0,18	3–4	12–18	0,3 – 0,6
• Lodo aerobio (lodos activados) (d)	0,08 – 0,14	3–4	8-14	0,2– 0,5
• Total	**0,20 – 0,32**	**3–4**	**20-32**	**0,5 – 1,1**

Fuentes: Qasim (1985), EPA (1979, 1987), Metcalf & Eddy (1991), Jordão y Pessoa (1995), Franci (1996), Aisse et al (1999), Chernicharo (1997), Franci (1999).

Obs:
- En las unidades con largo tiempo de retención del lodo (ex: lagunas, tanque séptico, reactor UASB, filtro anaerobio), los valores presentados incluyen la digestión y espesamiento que ocurren en la propia unidad (los cuales reducen la masa y el volumen de lodo).

(a) Asumiendo 0,1 kgDQO/hab.d y 0,06 kgSS/hab.día
(b) Litros de lodo / hab.d = [(gSS/hab.d) / (sólidos secos (%))] x (100/1000) (asumiendo una densidad de 1000 kg/m^3)
(c) Pos-tratamiento aerobio: lodos activados, biofiltro aireado sumergido, filtro biológico
(d) Lodo aerobio removido del reactor UASB, después de la reducción de masa y volumen en la digestión y espesamiento que ocurren en el propio reactor UASB (el lodo aerobio de exceso afluente al reactor UASB también es menor, pues en este caso la influencia de la pérdida de sólidos en el efluente del sedimentador secundario entra a desempeñar una mayor influencia)

2.2. FLUJOGRAMAS DEL PROCESAMIENTO DEL LODO

2.2.1. Etapas de tratamiento del lodo

Las principales etapas del manejo del lodo, con los respectivos objetivos, son:

- **Acondicionamiento**: *preparación para la deshidratación* (principalmente mecánica)
- **Deshidratación**: *remoción de humedad* (reducción de volumen)
- **Higienización**: *remoción de organismos patógenos*
- **Disposición final**: *destinación final de los subproductos*
- **Espesamiento**: *remoción de humedad* (reducción de volumen)
- **Estabilización**: *remoción de la materia orgánica* (reducción de sólidos volátiles)

La incorporación de cada una de estas etapas en el diagrama de flujo del procesamiento del lodo depende de las características del lodo generado o, en otras palabras, del sistema de tratamiento utilizado para la fase líquida, así como de la etapa de tratamiento del lodo posterior a la disposición final. El Capítulo 7 detalla los criterios de selección de las etapas y alternativas de tratamiento y disposición del lodo.

Algunos términos son usados de manera intercambiada, variando en función de la referencia. De ésta forma, en el presente texto, los siguientes términos son considerados, en sentido práctico, equivalentes: (a) *espesamiento* o *densificación* y (b) *deshidratación* o *desaguado*.

El espesamiento o densificación es un proceso físico de concentración de sólidos en el lodo con miras a reducir su humedad y, en consecuencia, su volumen, facilitando las etapas posteriores del tratamiento del lodo.

La estabilización pretende atenuar el inconveniente de malos olores en el tratamiento y manejo del lodo. La reducción de los olores se logra a través de la remoción de la materia orgánica biodegradable componente del lodo.

El acondicionamiento es un proceso de preparación del lodo, a través de la adición de productos químicos (coagulantes, polielectrolitos) para aumentar las condiciones de aptitud a la deshidratación y mejorar la captura de sólidos en los sistemas de desaguado del lodo.

La fase siguiente del procesamiento es la deshidratación o desaguado del lodo, que puede ser realizada por métodos naturales o mecánicos. El objetivo de dicha fase es remover agua y reducir aún más el volumen, produciendo lodo con comportamiento mecánico semejante al de los sólidos. La deshidratación del lodo tiene un impacto importante en los costos de transporte y destino final, además de influenciar de manera decisiva el manejo del lodo, ya que el comportamiento mecánico del mismo varía con el contenido de humedad.

La desinfección o higienización del lodo es una operación necesaria cuando su destino es el reciclaje agrícola, ya que los procesos de digestión anaerobia y aerobia generalmente utilizados no reducen el nivel de patógenos hasta niveles aceptables. Para la incineración o disposición del lodo en relleno sanitario, no es necesaria la higienización.

El Cuadro 2.4 discrimina las etapas del manejo del lodo usualmente adoptadas para los sistemas de tratamiento de aguas residuales más frecuentemente utilizados en el entorno de América Latina. Se observa que los sistemas basados en reactores UASB seguidos por pos-tratamiento representan una gran simplificación en el diagrama de flujo del tratamiento del lodo, por no tener lodo primario, y por el hecho de que el lodo secundario requiere solamente de deshidratación y disposición final.

Cuadro 2.4. Etapas usuales de procesamiento del lodo en los principales sistemas de tratamiento de aguas residuales utilizados en América Latina

SISTEMAS DE TRATAMIENTO	LODO PRIMARIO				LODO BIOLÓGICO			
	Procesamiento usual del lodo				Procesamiento usual del lodo			
	Espesamiento	Digestión	Deshidratación	Disposición final	Espesamiento	Digestión	Deshidratación	Disposición final
Tratamiento primario (convencional)	X	X	X	X				
Tratamiento primario (tanques sépticos)			X	X				
Laguna facultativa							X (a)	X
Laguna anaerobia - laguna facultativa							X (a)	X
Laguna aireada facultativa							X (a)	X
Laguna aireada mezcla completa. - laguna de decantación					X (a)		X (a)	X
Laguna facultativa + laguna de maduración							X (a)	X
Laguna facultativa + laguna de alta tasa							X (a)	X
Laguna facultativa + remoción físico-química de algas					X (a)		X (a)	X
Infiltración lenta								
Infiltración rápida								X(c)
Escurrimiento superficial								
Sistemas de humedales construidos								
Lodos activados convencional	X	X	X	X	X	X	X	X
Lodos activados (aireación prolongada)					X		X	X
Reactor discontinuo secuencial(aireación prolongada)							X	X
Lodos activados convencional c/ remoción biológica de N/P		X	X	X	X	X	X	X
Lodos activados c/ remoción biológica y química de N/P		X	X	X	X	X	X	X
Filtro biológico (baja carga)	X	X	X	X	X		X	X
Filtro biológico (alta carga)	X	X	X	X	X	X	X	X
Biofiltro aireado sumergido	X	X	X	X	X	X	X	X
Biodisco	X	X	X	X			X	X
Tanque séptico – filtro anaerobio			X	X			X	X
Tanque séptico – infiltración subsuperficial			X	X				
UASB							X	X
UASB – laguna de pulimento							X	X
UASB – escurrimiento superficial							X	X
UASB – lodos activados							X (b)	X (b)
UASB – biofiltros aireados sumergidos							X (b)	X (b)
UASB + filtro anaerobio							X	X
UASB + filtro biológico de alta carga							X (b)	X (b)
UASB + flotación							X	X

La deshidratación del lodo incluye el acondicionamiento, en caso que el mismo sea necesario. Dependiendo del tipo de disposición final, podrán ser agregadas (ej: higienización, para disposición agrícola) o suprimidas (ej: deshidratación, para reúso agrícola de lodo líquido) otras etapas. En sistemas de aplicación controlada en el suelo, hay la necesidad de remoción periódica de la biomasa vegetal formada como resultado de la irrigación.

(a) Opcional, (b) Presupone retorno del lodo aerobio de exceso para el reactor UASB, donde sufre espesamiento y digestión, (c) Raspado de la capa colmatada del lecho arenoso (5 cm iniciales).

Dentro de cada etapa, hay variantes de procesos, las cuales están listadas en el Cuadro 2.5. El cuadro presenta solamente las principales variantes utilizadas en el contexto Latinoamericano, las cuales son detalladas en los capítulos posteriores del presente libro.

Cuadro 2.5. Etapas del manejo del lodo y principales procesos utilizados

ESPESAMIENTO	ESTABILIZACIÓN	ACONDICIONAMIENTO
• Filtro prensa de correas • Espesamiento por gravedad • Flotación • Centrífuga	→ • Estabilización química • Digestión anaerobia • Digestión aerobia • Tratamiento térmico	→ • Acondicionamiento químico • Acondicionamiento térmico

DESHIDRATACIÓN	HIGIENIZACIÓN	DISPOSICIÓN FINAL
• Lechos de secado • Lagunas de lodo • Filtro prensa • Centrífuga • Filtro prensa de correas • Filtro a vacío • Secado térmico	→ • Adición de cal (encalado) • Tratamiento térmico • Compostaje • Oxidación húmeda • Otros (radiación gama, solarización etc.)	→ • Reciclaje agrícola • Recuperación de áreas degradadas • *Landfarming* (disposición en el suelo) • Uso no agrícola (fabricación de losetas, combustible etc.) • Incineración • Oxidación húmeda • Relleno sanitario

Los diagramas de flujo de los sistemas de tratamiento del lodo posibilitan diversas combinaciones de operaciones y procesos unitarios, conformando distintas secuencias, en función de las características del lodo, de los procesos de tratamiento de aguas residuales utilizados y de los métodos de disposición final del lodo empleados. La Figura 2.7 ejemplifica diagramas de flujo de tratamiento del lodo frecuentemente utilizados en el contexto latinoamericano.



Fig. 2.7. Diagramas de flujo usuales del tratamiento y disposición del lodo (representación esquemática de procesos frecuentemente utilizados; ciertas etapas pueden ser opcionales; en cada etapa, hay diversas variantes del proceso; ver Cuadro 2.5)

2.2.2. Características del lodo en cada etapa del tratamiento

Las características del lodo se van alterando en la medida en que el lodo pasa por las diversas etapas del tratamiento. Las principales alteraciones son:

- *Espesamiento, deshidratación*: aumento de la concentración de sólidos totales (sólidos secos); reducción del volumen de lodo

- *Digestión*: reducción de la carga de sólidos totales (reducción de los sólidos en suspensión volátiles)

Dichas alteraciones pueden ser vistas en el Cuadro 2.6, que presenta la carga y la concentración de sólidos a lo largo de las etapas de tratamiento del lodo. Para facilitar la interpretación, la carga se expresa en términos de carga *per cápita*. Al final, después de la deshidratación, se presenta también el volumen diario per cápita de lodo a ser dispuesto.

Los Cuadros 2.7 y 2.8 presentan, de forma diagramática, una comparación relativa entre los volúmenes per cápita de lodo producido (a ser tratado) y de lodo deshidratado (a ser dispuesto), respectivamente.

Ejemplo 2.1.

Estimar la cantidad de lodo en cada etapa de su procesamiento en una planta de tratamiento de aguas residuales para 100.000 habitantes, compuesta por un reactor anaerobio de manto de lodo (UASB).

Solución:

a) Lodo generado en el reactor UASB, a ser dirigido hacia la etapa de tratamiento del lodo

Con base en los Cuadros 2.3 y 2.6, la producción másica per cápita de lodo se encuentre entre 12 y 18 gSS/hab.d, y la producción volumétrica per cápita es de 0,2 a 0,6 L/hab.d. Adoptando valores intermedios en cada rango, se tiene la siguiente producción total de lodo a ser procesado, para la población de 100.000 habitantes:

Carga de SS en el lodo:
100.000 hab x 15 g/hab.d = 1.500.000 gSS/d = 1.500 kgSS/d

Caudal de lodo: 100.000 hab x 0,4 L/hab.d = 40.000 L/d = 40 m^3/d

En caso que se desease calcular la producción de lodo en función de la carga de DQO aplicada, se tiene, a partir del Cuadro 2.3, las siguientes informaciones: (a) producción másica de lodo: 0,12 a 0,18 kgSS/kgDQO aplicada; (b) producción per cápita de DQO: cerca de 0,1 kgDQO/hab.d. Adoptando un valor intermedio en el rango de producción de lodo, se tiene:

Carga de SS en el lodo:
100.000 hab x 0,1 kgDQO/hab.d x 0,15 kgSS/kgDQO = 1.500 kgSS/d

Este valor es igual al anteriormente calculado, con base en la producción per cápita de SS.

b) Lodo deshidratado, que pasará hacia disposición final

Como se puede ver el Cuadro 2.4, el lodo de exceso removido de reactores UASB ya se encuentra densificado y digerido, por ello solamente requiere de deshidratación, en caso que pase hacia disposición final en la forma de lodo seco.

Asumir deshidratación en lechos de secado. Con base en el Cuadro 2.6, la producción másica per cápita de lodo deshidratado se encuentra entre 12 y 18 gSS/hab.d y la producción volumétrica per cápita se reduce para 0,03 a 0,06 L/hab.d. Adoptando valores

intermedios en cada rango, se tiene la siguiente producción total de lodo a ser procesado

Carga de SS en el lodo:
100.000 hab x 15 g/hab.d = 1.500.000 gSS/d = 1.500 kgSS/d

Caudal de lodo: 100.000 hab x 0,04 L/hab.d = 4.000 L/d = 4 m^3/d

Este volumen de 4 m^3/d es de lodo a ser encaminado hacia disposición final. Admitiendo un valor de peso específico de 1,05 para este lodo, la masa total de lodo (sólidos secos + agua) que pasará para la disposición final es de 4x1,05 = 4,2 ton/d.

Ejemplo 2.2.

Estimar la cantidad de lodo en cada etapa de su procesamiento en una planta de tratamiento de aguas residuales para 100.000 habitantes, compuesta por lodos activados convencional.

Solución:

a) Lodo generado en el sistema de lodos activados, a ser dirigido hacia la etapa de tratamiento del lodo

El sistema de lodos activados genera lodo primario y secundario. La estimación de ambas producciones se puede obtener mediante los Cuadros 2.3 y 2.6.

De tales cuadros, se tiene los siguientes rangos de producción de lodo:

Producción másica:
- *Lodo primario: 35 a 45 gSS/hab.d*
- *Lodo secundario: 25 a 35 gSS/hab.d*
- *Lodo mixto (producción total): 60 a 80 gSS/hab.d*

Producción volumétrica:

- *Lodo primario: 0,6 a 2,2 L/hab.d*
- *Lodo secundario: 2,5 a 6,0 L/hab.d*
- *Lodo misto (producción total): 3,1 a 8,2 L/hab.d*

Adoptando valores intermedios en cada rango, se tiene los siguientes valores de producción:

Producción másica:

- *Lodo primario: 100.000 hab x 40 gSS/hab.d = 4.000.000 gSS/d = 4.000 kgSS/d*

- *Lodo secundario: 100.000 hab x 30 gSS/hab.d = 3.000.000 gSS/d = 3.000 kgSS/d*

- *Lodo mixto (producción total): 4.000 + 3.000 = 7.000 kgSS/d*

Producción volumétrica:

- *Lodo primario: 100.000 hab x 1,5 L/hab.d = 150.000 L/d = 150 m^3/d*

- *Lodo secundario:*
  100.000 hab x 4,5 L/hab.d = 450.000 L/d = 450 m^3/d

- *Lodo mixto (producción total): 150 + 450 = 600 m^3/d*

b) Lodo mixto espesado

La producción másica del lodo mixto, después del espesamiento, continua inalterada (ver Cuadro 2.6). Por lo tanto, se tiene:

Lodo densificado: 7.000 kgSS/d

c) Lodo mixto digerido

En el proceso de digestión hay remoción de sólidos volátiles, reduciendo la masa total de sólidos secos. Según el Cuadro 2.6, se tiene el siguiente rango de producción per cápita de lodo mixto

digerido de manera anaerobia: 38 a 50 gSS/hab.d. Adoptando un valor intermedio, se tiene:

Lodo digerido: 100.000 hab x 45 gSS/hab.d = 4.500.000 gSS/d = 4.500 kgSS/d

Se observa que la masa de sólidos se redujo, de 7.000 kgSS/d, a 4.500 kgSS/d.

d) Lodo mixto deshidratado

En la deshidratación se mantiene la carga total de sólidos (ver Cuadro 2.6). Con base en lo anterior, la producción másica total es:

Lodo deshidratado = 4.500 kgSS/d

El volumen de lodo sufrió grandes reducciones en los procesos de espesamiento y deshidratación. Asumiendo la deshidratación por medio de centrífuga, se tiene el siguiente rango, según el Cuadro 2.6: 0,13 a 0,25 L/hab.d. Adoptando un valor intermedio, se tiene:

Lodo deshidratado = 100.000 hab x 0,20 L/hab.d = 20.000 L/d = 20 m^3/d

Este volumen de 20 m^3/d debe pasar hacia la disposición final. Se observa que la producción de lodo en el sistema de lodos activados convencional es muy superior a la del reactor UASB (Ejemplo 2.1).

Nota: ambos ejemplos no consideran la eficiencia de captura de los sólidos en cada etapa del tratamiento del lodo (ver Ítem 2.3.g para el concepto de captura de sólidos).

Cuadro 2.6. Características del lodo a lo largo de las diversas etapas de tratamiento

Sistema	Lodo removido de la fase líquida		Lodo densificado			Lodo digerido			Lodo deshidratado			
	Masa de lodo (gSS/ hab.d)	Contenido de sólidos secos (%)	Masa de lodo (gSS/ hab.d)	Proceso	Contenido de sólidos secos (%)	Masa de lodo (gSS/ hab.d)	Proceso	Contenido de sólidos secos (%)	Masa de lodo (gSS/ hab.d)	Proceso	Contenido de sólidos secos (%)	Volumen de lodo (L/ hab.d) (b)
Tratamiento primario (convencional)	35-45	2–6	35-45	Gravedad	4-8	25-28	Anaerobio	4-8	25-28 25-28 25-28 25-28	Lecho secado Filtro prensa Centrífuga Filtro correa	35-45 30-40 25-35 25-40	0,05-0,08 0,06-0,09 0,07-0,11 0,06-0,11
Tratamiento primario (tanques sépticos)	20 - 30	3-6	-	-	-	-	-	-	20 - 30	Lecho secado	30 - 40	0,05 –0,10
Laguna facultativa	20-25	10-20	-	-	-	-	-	-	20-25	Lecho secado	30-40	0,05-0,08
Laguna anaerobia - laguna facultativa												
• Laguna anaerobia	20-45	15-20	-	-	-	-	-	-	20-45	Lecho secado	30-40	0,05-0,14
• Laguna facultativa	6-10	7-12	-	-	-	-	-	-	6-10	Lecho secado	30-40	0,015-0,03
• Total	26-55	-	-	-	-	-	-	-	26-55	Lecho secado	30-40	0,06-0,17
Laguna aireada facultativa	8-13	6-10	-	-	-	-	-	-	8-13	Lecho secado	30-40	0,02-0,04
Laguna air. mezc. comp. – laguna sedim.	11-13	5–8	-	-	-	-	-	-	11-13	Lecho secado	30-40	0,025-0,04
Tanque séptico + filtro anaerobio												
• Tanque séptico	20 - 30	3-6	-	-	-	-	-	-	20 - 30	Lecho secado	30 - 40	0,05 – 0,10
• Filtro anaerobio	7 - 9	0,5 – 4,0	-	-	-	-	-	-	7 - 9	Lecho secado	30 - 40	0,02 – 0,03
• Total	27 - 39	1,4-5,4	-	-	-	-	-	-	27 - 39	Lecho secado	30 - 40	0,07 – 0,13
Lodos activados convencional												
• Lodo primario	35-45	2–6	35-45	Gravedad	4-8	25-28	Anaerobio	4-8	-	-	-	-
• Lodo secundario	25-35	0,6–1	25-35	Gravedad Flotación Centrífuga	2-3 2-5 3-7	16-22	Aerobio	1,5-4	-	-	-	-

Sistema	Lodo removido de la fase líquida		Lodo densificado			Lodo digerido			Lodo deshidratado			
	Masa de lodo (gSS/ hab.d)	Contenido de sólidos secos (%)	Masa de lodo (gSS/ hab.d)	Proceso	Contenido de sólidos secos (%)	Masa de lodo (gSS/ hab.d)	Proceso	Contenido de sólidos secos (%)	Masa de lodo (gSS/ hab.d)	Proceso	Contenido de sólidos secos (%)	Volumen de lodo (L/ hab.d) (b)
• Lodo mixto	60-80	1-2	60-80	Gravedad Centrífuga	3-7 4-8	38-50	Anaerobio	3-6	38-50	Lecho secado Filtro prensa Centrífuga Filtro correa	30-40 25-35 20-30 20-25	0,10-0,17 0,11-0,20 0,13-0,25 0,15-0,25
Lodos activados – aireación prolongada	40-45	0,8–1,2	40-45	Gravedad Flotación Centrífuga	2-3 3-6 3-6	-	-	-	40-45	Lecho secado Filtro prensa Centrífuga Filtro correa	25-35 20-30 15-20 15-20	0,11-0,17 0,13-0,21 0,19-0,29 0,19-0,29
Filtro biológico de alta carga												
• Lodo primario	35-45	2-6	35-45	Gravedad	4-8	-	-	-	-	-	-	-
• Lodo secundario	20-30	1–2,5	20-30	Gravedad	1-3	-	-	-	-	-	-	-
• Lodo mixto	55-75	1,5-4	55-75	Gravedad	3-7	38-47	Anaerobio	3-6	38-47	Lecho secado Filtro prensa Centrífuga Filtro correa	30-40 25-35 20-30 20-25	0,09-0,15 0,10-0,18 0,12-0,22 0,14-0,22
Biofiltro aireado sumergido												
• Lodo primario	35-45	2–6	35-45	Gravedad	4-8	25-28	Anaerobio	4-8	-	-	-	-
• Lodo secundario	25-35	0,6–1	25-35	Gravedad Flotación Centrífuga	2-3 2-5 3-7	16-22	Aerobio	1,5-4	-	-	-	-
• Lodo mixto	60-80	1-2	60-80	Gravedad Centrífuga	3-7 4-8	38-50	Anaerobio	3-6	38-50	Lecho secado Filtro prensa Centrífuga Filtro correa	30-40 25-35 20-30 20-25	0,10-0,17 0,11-0,20 0,13-0,25 0,15-0,25
Reactor UASB	12–18	3–6	-	-	-	-	-	-	12-18	Lecho secado Filtro prensa Centrífuga Filtro correa	30-45 25-40 20-30 20-30	0,03-0,06 0,03-0,07 0,04-0,09 0,04-0,09
UASB + lodos activados												
• Lodo anaerobio (UASB)	12–18	3-4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Sistema	Lodo removido de la fase líquida		Lodo densificado			Lodo digerido			Lodo deshidratado			
	Masa de lodo (gSS/ hab.d)	Contenido de sólidos secos (%)	Masa de lodo (gSS/ hab.d)	Proceso	Contenido de sólidos secos (%)	Masa de lodo (gSS/ hab.d)	Proceso	Contenido de sólidos secos (%)	Masa de lodo (gSS/ hab.d)	Proceso	Contenido de sólidos secos (%)	Volumen de lodo (L/ hab.d) (b)
• Lodo aerobio (lodos activados) (*)	8-14	3-4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
• Lodo mixto(*)	20-32	3–4	-	-	-	-	-	-	20-32	Lecho secado Filtro prensa Centrífuga Filtro correa	30-45 25-40 20-30 20-30	0,04-0,11 0,05-0,13 0,07-0,16 0,07-0,16
UASB + reactor aerobio con biopelícula												
• Lodo anaerobio (UASB)	12–18	3–4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
• Lodo aerobio (reactor aerobio) (*)	6 - 12	3-4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
• Lodo mixto (*)	18 - 30	3–4	-	-	-	-	-	-	18-30	Lecho secado Filtro prensa Centrífuga Filtro correa	30-45 25-40 20-30 20-30	0,04-0,10 0,045-0,12 0,06-0,15 0,06-0,15

Fuentes: Metcalf & Eddy (1991), Jordão y Pessôa (1995), Aisse et al (1999), Qasim (1985), Chernicharo (1997), Franci (1999)

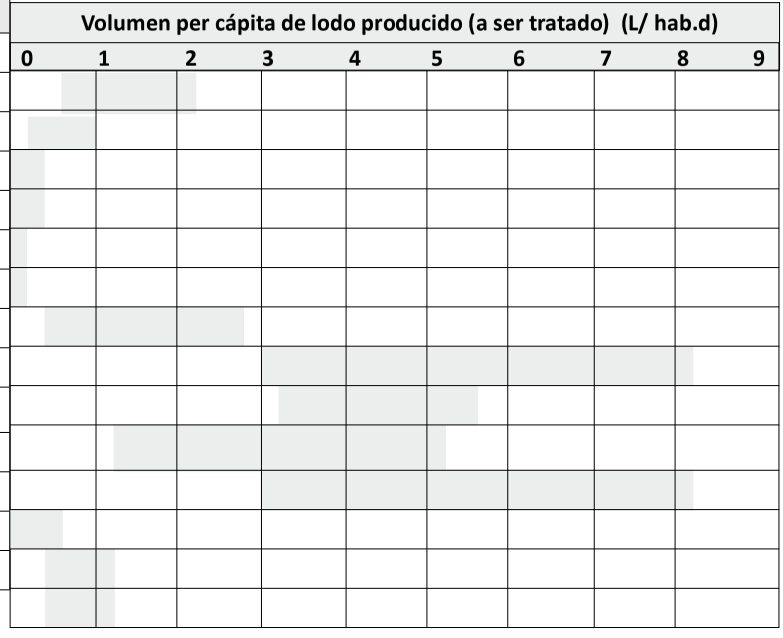
Observaciones:

- La tabla no tiene en cuenta la captura de sólidos que ocurre en cada etapa del tratamiento del lodo, admitiendo que los sólidos no capturados regresan al sistema a través de los sobrenadantes, drenados y filtrados. La captura de sólidos debe ser considerada al hacer el balance de masa de la planta de tratamiento, y al dimensionar cada etapa del tratamiento del lodo (porcentaje de captura de sólidos: porcentaje de la carga de sólidos afluente a la unidad que sale en la forma de lodo, siguiendo hacia la etapa subsecuente) (ver Ítem 2.3.g)
- En la etapa de digestión hay reducción de la carga de sólidos, en virtud de la conversión de los mismos en gases y agua, en el proceso de digestión. En la digestión anaerobia en los sistemas de lodos activados y filtros biológicos, el denominado digestor secundario tiene la finalidad única de almacenamiento y separación sólido-líquido, sin remover sólidos volátiles.
- Litros de lodo / hab.d = [(gSS/hab.d) / (sólidos secos (%))] x (100/1050) (asumiendo como masa específica del lodo deshidratado un valor de 1050 kg/m^3)

(*) Asumiendo retorno de lodo de exceso aerobio al reactor UASB, donde sufre digestión y espesamiento conjuntamente con el propio lodo anaerobio del reactor UASB.

Cuadro 2.7. Comparación relativa entre la producción volumétrica per cápita de lodo generado (lodo a ser tratado) en varios sistemas de tratamiento de aguas residuales

Sistema	Valor (L/ hab.d)
Tratamiento primario (convencional)	0,6 – 2,2
Tratamiento primario (tanques sépticos)	0,3 – 1,0
Laguna facultativa	0,1 – 0,25
Laguna anaerobia - laguna facultativa	0,15 – 0,45
Laguna aireada facultativa	0,08 – 0,22
Laguna aire. mezc. compl. – laguna sedim.	0,15 – 0,25
Tanque séptico + filtro anaerobio	0,5 – 2,8
Lodos activados convencional	3,1 – 8,2
Lodos activados – aireación prolongada	3,3 – 5,6
Filtro biológico de alta carga	1,4 – 5,2
Biofiltro aireado sumergido	3,1 – 8,2
Reactor UASB	0,2 – 0,6
UASB + lodos activados (*)	0,5 – 1,1
UASB + reactor aerobio con biopelícula (*)	0,5 – 0,11



La unidad L/hab.d no implica en que el descarte del lodo sea diario

(*) Asumiendo retorno del lodo de exceso aerobio al reactor UASB, donde sufre digestión y espesamiento de manera conjunta con el propio lodo anaerobio del reactor UASB.

Cuadro 2.8. Comparación relativa entre la producción volumétrica per cápita de lodo deshidratado (**lodo deshidratado a ser dispuesto**) en varios sistemas de tratamiento de aguas residuales

Sistema	Valor (L/hab.d)	Volumen per cápita de lodo deshidratado (a ser dispuesto) (L/ hab.d)						
		0	0,05		0,10	0,15	0,20	0,25	0,30
Tratamiento primario (convencional)	0,05-0,11							
Tratamiento primario (tanques sépticos)	0,05 – 0,10							
Laguna facultativa	0,05-0,08							
Laguna anaerobia - laguna facultativa	0,06-0,17							
Laguna aireada facultativa	0,02-0,04							
Laguna aire. mezc. compl. – laguna sedim.	0,025-0,04							
Tanque séptico + filtro anaerobio	0,07 – 0,13							
Lodos activados convencional	0,10-0,25							
Lodos activados – aireación prolongada	0,11-0,29							
Filtro biológico de alta carga	0,09-0,22							
Biofiltro aireado sumergido	0,10-0,25							
Reactor UASB	0,03-0,09							
UASB + lodos activados (*)	0,04-0,16							
UASB + reactor aerobio con biopelícula (*)	0,04-0,15							

El valor más preciso del volumen final de lodo deshidratado depende de las etapas de tratamiento del lodo y, principalmente, del proceso utilizado para la deshidratación

La unidad L/hab.d no implica en que la disposición del lodo sea diaria

(*) Asumiendo retorno del lodo de exceso aerobio al reactor UASB, donde sufre digestión y espesamiento de manera conjunta con el propio lodo anaerobio del reactor UASB.

2.3. RELACIONES FUNDAMENTALES

Para expresar las características del lodo, así como para calcular la producción de lodo en masa y en volumen, se hace esencial el entendimiento de ciertas relaciones fundamentales, que se presentarán a continuación.

a) Relación entre contenido de sólidos y de humedad

La relación entre el contenido de sólidos secos y de humedad en un lodo se da de la siguiente manera:

$$\text{Humedad (\%)} = 100 - \text{Sólidos secos (\%)} \quad (2.1)$$

Un lodo con un contenido de sólidos secos de 2,0 % posee una humedad de 98%. Así, en cada 100 kg de lodo, 98 kg son de agua y 2 kg son de sólidos.

La humedad influye en las propiedades mecánicas del lodo, las cuales a su vez influyen en el tipo de manejo y de disposición final del lodo. La relación entre la humedad y las propiedades mecánicas se presenta de la siguiente manera (van Haandel y Lettinga, 1994):

Contenido de sólidos secos (%)	Humedad (%)	Consistencia del lodo
0 a 25	75 a 100	Lodo fluido
25 a 35	65 a 75	Torta semi-sólida
35 a 60	40 a 65	Sólido duro
60 a 85	15 a 40	Lodo en gránulos
85 a 100	0 a 15	Lodo desintegrado en polvo fino

Las informaciones de la tabla deben ser adoptadas como indicaciones generales, ya que pueden variar no solamente con la humedad, sino también con las condiciones reológicas de la masa de lodo, o sea, con

sus características de deformación y movimiento, que se alteran con el pre-acondicionamiento químico realizado antes de la deshidratación. El contenido de humedad del lodo ejerce gran influencia en el volumen a ser manejado, como será detallado posteriormente en el Ítem f.

El agua en el lodo puede dividirse en cuatro clases distintas, de acuerdo con la facilidad de separación (van Haandel y Lettinga, 1994):

- *Agua libre*. Puede ser removida por gravedad (espesamiento, flotación)
- *Agua adsorbida*. Puede ser removida por medio de fuerza mecánica o mediante el uso de floculante.
- *Agua capilar*. Se mantiene adsorbida a la fase sólida por la fuerza capilar, diferenciándose del agua adsorbida por la necesidad de una mayor fuerza para su separación.
- *Agua celular*. Es parte de la fase sólida y solamente puede ser removida a través de un cambio en el estado de agregación del agua, esto es, a través de congelamiento o evaporación.

b) Sólidos totales, volátiles y fijos

El lodo está compuesto por sólidos y por agua. Los sólidos totales (ST) se dividen en sólidos en suspensión y sólidos disueltos. En el lodo, la gran mayoría de los sólidos es representada por los sólidos en suspensión. Con relación a la materia orgánica, los sólidos se dividen en sólidos fijos o inorgánicos (SF) y sólidos volátiles u orgánicos (SV). La Figura 2.8 ilustra la distribución de los sólidos según dichas diversas formas.

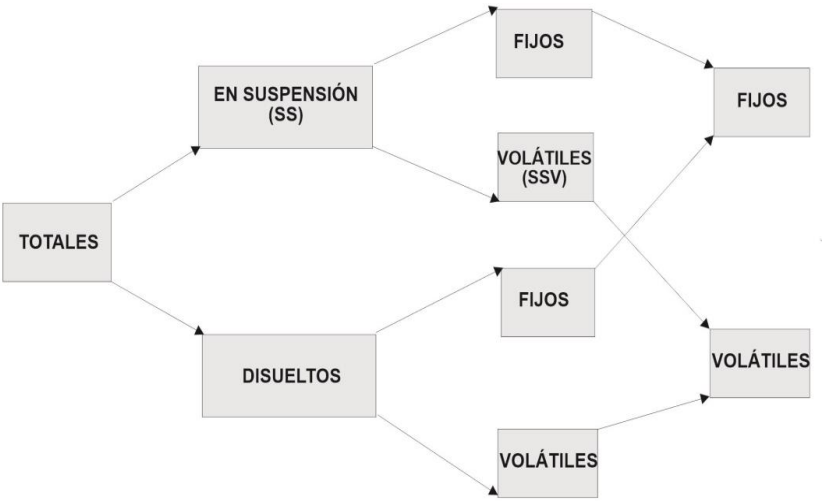


Fig. 2.8. Distribución de los sólidos del lodo de acuerdo al tamaño y la fracción orgánica

La relación entre los sólidos volátiles y los sólidos totales ofrece una buena indicación de la fracción orgánica de los sólidos del lodo, así como del nivel de digestión del mismo. En lodos no digeridos, la relación entre sólidos volátiles y sólidos totales (SV/ST) escila entre 0,75 y 0,80, mientras que en lodos digeridos tales valores se encuentran entre 0,60 y 0,65. El Cuadro 2.9 presenta rangos típicos de la relación SV/ST en lodos provenientes de diversos procesos de tratamiento de aguas residuales.

En el presente libro, al calcular la carga de sólidos a lo largo del tratamiento de lodo, se utilizan de manera equivalente las expresiones *sólidos secos*, *sólidos totales* e inclusive *sólidos en suspensión* (reconociendo que la mayoría de los sólidos totales del lodo son sólidos en suspensión).

c) Destrucción de sólidos volátiles

El proceso de digestión remueve los sólidos orgánicos biodegradables del lodo. De esta forma, se puede decir que hubo una remoción o destrucción de los sólidos volátiles (SV). La cantidad de sólidos fijos (SF) permanece inalterada.

Eficiencias típicas de remoción de SV en la digestión se encuentran en torno de:

E = 40 a 55%

La composición de los sólidos antes y después de la digestión está dada por las siguientes expresiones:

$$ST_{afluente}\ (kg/d) = SV_{afluente}\ (kg/d) + SF_{afluente}\ (kg/d) \quad (2.2)$$

$$ST_{efluente} = (1 - E)\ x\ SV_{afluente} + SF_{afluente} \quad (2.3)$$

d) Densidad del lodo

La densidad de las partículas de sólidos fijos se sitúa en torno de 2,5 (Crites y Tchobanoglous, 2000), mientras que la densidad de los sólidos volátiles es cercana a 1,0. La densidad del agua es, naturalmente, 1,0. La densidad del lodo (mezcla agua + sólidos) depende de la distribución relativa entre estos tres constituyentes del lodo.

La densidad de los sólidos puede ser aproximada por medio de la ecuación (Metcalf & Eddy, 1991; Crites y Tchobanoglous, 2000):

$$\text{Densidad sólidos} = \frac{1}{\left(\frac{(SF/ST)}{2,5} + \frac{(SV/ST)}{1,0}\right)} \quad (2.4)$$

Por otro lado, la densidad del lodo (mezcla sólidos + agua) puede ser estimada por:

$$\text{Densidad lodo} = \frac{1}{\frac{\text{Fracción sól. en el lodo}}{\text{Densidad sólidos}} + \frac{\text{Fracción de agua en el lodo}}{1{,}0}} \qquad (2.5)$$

La fracción de sólidos en el lodo corresponde a los sólidos secos (sólidos totales), expresados en decimales, mientras que la fracción de agua en el lodo corresponde a la humedad, expresada también en decimales (y no en porcentaje).

Aplicando las anteriores relaciones, se tiene las densidades y las masas específicas de los sólidos y del lodo presentadas en el Cuadro 2.9.

Cuadro 2.9. Rangos de densidades y masas específicas de diversos tipos de lodo

Tipo de lodo	Relación SV/ST	% sólidos secos	Densidad de los sólidos	Densidad del lodo	Masa específica (kg/m³)
Lodo primario	0,75 – 0,80	2 – 6	1,14 – 1,18	1,003 – 1,01	1003 – 1010
Lodo secundario anaerobio	0,55 – 0,60	3 – 6	1,32 – 1,37	1,01 – 1,02	1010 – 1020
Lodo secundario aerobio (LA conv.)	0,75 – 0,80	0,6 – 1,0	1,14 – 1,18	1,001	1001
Lodo secundario aerobio (aireac. prol.)	0,65 - 0,70	0,8 – 1,2	1,22 – 1,27	1,002	1002
Lodo de laguna de estabilización	0,35 - 0,55	5 – 20	1,37 – 1,64	1,02 – 1,07	1020 – 1070
Lodo primario espesado	0,75 – 0,80	4 – 8	1,14 – 1,18	1,006 – 1,01	1006 – 1010
Lodo secundario espesado (LA conv.)	0,75 – 0,80	2 – 7	1,14 – 1,18	1,003 – 1,01	1003 – 1010
Lodo secundario espesado (aireac. prol.)	0,65 – 0,70	2 – 6	1,22 – 1,27	1,004 – 1,01	1004 – 1010
Lodo mixto espesado	0,75 – 0,80	3 – 8	1,14 – 1,18	1,004 – 1,01	1004 – 1010
Lodo mixto digerido	0,60 – 0,65	3 – 6	1,27 – 1,32	1,007 – 1,02	1007 – 1020
Lodo deshidratado	0,60 – 0,65	20 - 40	1,27 – 1,32	1,05 – 1,1	1050 – 1100

Nota:

- Densidad de los sólidos – calculada según la Ecuación 2.4
- Densidad del lodo – calculada según la Ecuación 2.5

Se observa en el Cuadro 2.9 que los valores de la densidad del lodo son muy cercanos al del agua (valor unitario). Sin embargo, se debe destacar que otros valores reportados en la literatura indican

densidades un poco más elevadas que las encontradas de acuerdo con la metodología antes mencionada. Valores usualmente reportados se encuentran presentados en el Cuadro 2.10.

Cuadro 2.10. Valores usuales de densidades del lodo

Tipo de lodo	Densidad	Masa específica (kg/m³)
Lodo primario	1,02 - 1,03	1020 - 1030
Lodo secundario anaerobio	1,02 - 1,03	1020 - 1030
Lodo secundario aerobio	1,005 - 1,025	1005 - 1025
Lodo espesado	1,02 - 1,03	1020 - 1030
Lodo digerido	1,03	1030
Lodo deshidratado	1,05 - 1,08	1050 - 1080

e) Expresión de la concentración de sólidos secos

La concentración de sólidos en un lodo se expresa en la forma de sólidos secos, o sea, excluyendo el peso del agua componente del lodo. La concentración puede ser en mg/L o en % (expresión más usual para el procesamiento del lodo), donde ambos se relacionan de la siguiente forma:

$$\text{Concentración } (\%) = \frac{\text{Concentración (mg/L)} \times 100}{1 \times 10^{6}\,\text{(mg/kg)} \times \text{Masa específica (kg/L)}} \qquad (2.6)$$

Como en la mayor parte de las etapas del procesamiento del lodo la masa específica del lodo es muy cercana a 1,0 (con excepción del lodo deshidratado), la Ecuación 2.6 puede ser simplificada de la siguiente manera:

$$\text{Concentración } (\%) \approx \frac{\text{Concentración (mg/L)}}{10.000} \qquad (2.7)$$

De ésta manera, un lodo con una concentración de 20.000 mg/L puede tener ésta misma concentración expresada como 20.000/10.000 = 2,0 % de sólidos secos. Así, cada 100 kg (o 100 litros) de lodo poseen 2 kg

de sólidos secos (y 98 kg de agua). Para hacer el ejemplo más claro, se puede decir que 1000 kg (o 1000 litros, o 1 m^3) de lodo poseen 20 kg de sólidos secos (o 20.000 g de sólidos secos). De ésta forma, se tiene 20.000 g de sólidos secos en 1 m^3 de lodo, o 20.000 gST/m^3, o 20.000 mgST/L (mg/L = g/m^3).

f) Relación entre caudal, concentración y carga

El dimensionamiento de las etapas de tratamiento y disposición final del lodo se realiza tomando como base el caudal de lodo o, en muchos casos, la carga de sólidos secos (masa por unidad de tiempo). El caudal de lodo se relaciona con la carga y la concentración de SS de la siguiente forma:

Caudal = Carga / Concentración (2.8)

$$\text{Caudal lodo } (m^3/\text{d}) = \frac{\text{Carga SS (kgSS/d)}}{\frac{\text{Sól. secos (\%)}}{100} \text{ x Masa específica lodo (kg lodo/m}^3\text{ lodo)}} \quad (2.9)$$

Considerando que la masa específica del lodo en prácticamente todas las etapas de su procesamiento es muy cercana a 1000 kg/m^3, se puede simplificar la Ecuación 2.9 para:

$$\text{Caudal lodo m}^3\text{ / d} = \frac{\text{Carga SS (kgSS / d)}}{\text{Sól. secos (\%) x 10}} \quad (2.10)$$

Un lodo con una carga de sólidos de 120 kgST/d y una concentración de sólidos de 2,0 % (20.000 mg/L) tendrá un caudal de 120/(2,0x10) = 120/20 = 6,0 m^3/d.

Para estimar la carga de ST a partir del caudal de lodo y de la concentración de SS, se puede trabajar con la reorganización de ecuaciones anteriores:

Carga = Caudal x Concentración

$$\text{Carga (kgSS/d)} = \frac{\text{Caudal (m}^3\text{/d) x Concentración (g/m}^3\text{)}}{\text{1000 (g/kg)}} \qquad (2.11)$$

La conversión de unidades se basa en el hecho de que mg/L es lo mismo que g/m³ (como se observó anteriormente). Un lodo con 20.000 mg/L es lo mismo que un lodo con 20.000 g/m³. En caso que el caudal sea de 6 m³/d, la carga de sólidos será 6x20.000/1000 = 120 kg de sólidos secos por día, o 120 kgSS/d.

Para un cálculo aproximado, se puede decir que el volumen de lodo (caudal) varia inversamente con la concentración de sólidos secos (admitiendo lodos con densidades iguales a 1,0 y captura de los sólidos de 100% - ver ítem g más abajo):

$$\frac{\text{Caudal lodo}_1}{\text{Caudal lodo}_2} = \frac{\text{Conc. SS}_2\ (\%)}{\text{Conc. SS}_1\ (\%)} \qquad 2.12)$$

Así, un lodo con una concentración de SS de 2,0% y un caudal de 6 m³/d pasará a tener el siguiente caudal, en caso que la concentración de SS sea elevada para 5,0% en un espesador: (6 m³/d x 2,0) / 5,0 = 2,4 m³/d. Los otros 3,6 m³/d (= 6,0-2,4) son el drenado de esta etapa de espesamiento, y deben retornar hacia la cabecera de la planta de tratamiento. La gran reducción del volumen de lodo (de 6,0 para 2,4 m³/d) justifica la etapa de espesamiento. Comentarios similares también se aplican para la deshidratación, de forma aún más enfática.

La Figura 2.9 ilustra la influencia de la reducción del volumen de lodo en la medida en que se aumenta la concentración de sólidos secos. En la figura, se presentan curvas de los volúmenes relativos de lodo, para diversos contenidos iniciales de sólidos secos. En el anterior ejemplo, el lodo con concentración inicial de 2% (humedad de 98%) posee un volumen relativo de 1,0 (100%). Después de que el lodo ha sido espesado a 5% de sólidos (humedad de 95%), el volumen relativo

pasó a ser de 1,0x(2,0/5,0) = 0,4. De esta forma, el volumen de lodo después del espesamiento pasó a ser 40% del volumen inicial (ver curva de 2% en el gráfico). Ya un lodo con contenido inicial de sólidos de 4%, que sea deshidratado para 20% de sólidos, tendrá el volumen relativo reducido de 1,0 para 1,0x(4/20) = 0,2, o sea, 20% del volumen inicial (ver curva de 4% en el gráfico). Por simplicidad en estos cálculos y en la Figura 2.9, se admitió que la densidad del lodo no fue alterada con el aumento de la concentración de sólidos.

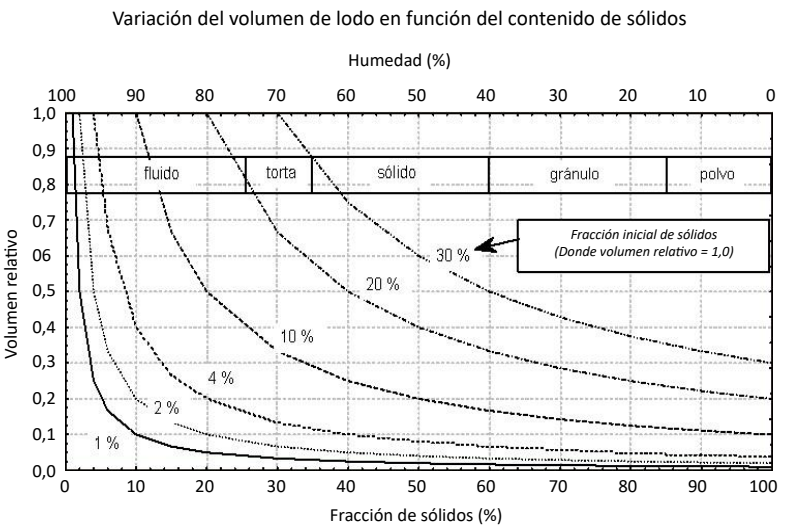


Fig. 2.9. Relación entre el volumen de lodo y la concentración de sólidos secos (la consistencia puede variar en condiciones específicas)

g) Captura de sólidos

En las etapas de tratamiento del lodo en que hay separación sólido-líquido (ej: espesamiento, deshidratación), no todos los sólidos logran ser separados del líquido y continúan para la etapa posterior de tratamiento del lodo. Parte de dichos sólidos permanece incorporada

a los sobrenadantes, drenados o filtrados de la unidad de separación. En vez de verter tales líquidos que aun contienen sólidos y DBO hacia un cuerpo receptor, los mismos son retornados a la cabecera de la planta de tratamiento, donde son mezclados con las aguas residuales afluentes.

La incorporación de los sólidos al lodo es denominada *captura de sólidos (*o *recuperación de sólidos)*. Esta captura usualmente se expresa en términos de porcentaje (%), reflejando así la eficiencia de incorporación de los sólidos al lodo que continuará para las etapas posteriores del procesamiento.

De esta forma, se tiene:

$$\text{Carga SS efluente (kgSS/d)} = \text{Captura de sólidos} \times \text{Carga SS afluente (kgSS/d)} \quad (2.13)$$

$$\text{Carga SS en el drenado (kgSS/d)} = (1 - \text{Captura de sólidos}) \times \text{Carga SS afluente (kgSS/d)} \quad (2.14)$$

Como ejemplo, en caso que se tenga una unidad de tratamiento del lodo que posea una eficiencia de captura de sólidos de 90% y una carga de SS afluente de 100 kgSS/d, se tiene que 90 kgSS/d (= 0,9x100 kgSS/d) siguen con el lodo hacia las etapas posteriores, y 10 kgSS/d (= (1-0,9) x100 kgSS/d) salen con el drenado, los cuales son retornados hacia la cabecera de la planta de tratamiento.

Valores típicos de captura de sólidos en el tratamiento del lodo se presentan en el Cuadro 2.11.

Cuadro 2.11. Rangos de capturas de sólidos en el tratamiento del lodo

Tipo de lodo	Espesamiento		Digestión		Deshidratación	
	Proceso	Captura (%)	Proceso	Captura (%)	Proceso	Captura (%)
Lodo primario	Gravedad	85 - 92	Digest. secund.	95	Lecho secado	90 – 98
					Filtro prensa	90 – 98
					Centrífuga	90 – 95
					Filtro correas	90 – 95
Lodo secundario	Gravedad	75 - 85	Digest. secund.	90 - 95	Lecho secado	90 - 98
	Flotación	80 – 95			Filtro prensa	90 - 98
	Centrífuga	80 – 95			Centrífuga	90 – 95
					Filtro correas	90 – 95
Lodo mixto	Gravedad	80 – 90	Digest. secund.	90 - 95	Lecho secado	90 - 98
	Centrífuga	85 - 95			Filtro prensa	90 - 98
					Centrífuga	90 – 95
					Filtro correas	90 – 95

Fuente: Adaptado de Qasim (1985) y EPA (1987)

Nota: El digestor anaerobio secundario funciona solamente como almacenador del lodo y separador de sólidos del líquido. El digestor anaerobio primario posee captura de sólidos de 100%, pues todos los sólidos (así como el líquido) continúan para el digestor secundario. El digestor aerobio también posee captura de 100%, y no tiene una etapa posterior de almacenamiento.

2.4. CÁLCULO DE LA PRODUCCIÓN DE LODO

2.4.1. Producción de lodo primario

La producción de lodo en el tratamiento primario (lodo primario) depende de la eficiencia de remoción de SS en los sedimentadores primarios. Esta eficiencia también puede ser entendida como captura de sólidos. Eficiencias (capturas) típicas de SS en sedimentadores primarios son:

Eficiencia de remoción de SS en sedimentadores primarios:
E = 60 a 65% (0,60 a 0,65)

La carga de lodo primario producida es, por lo tanto:

$$\text{Carga } \mathbf{S} \text{ lodo primario} = E \times \text{Carga } \mathbf{S} \text{ afluente}$$

$$\text{Carga } \mathbf{S} \text{ lodo primario} = E \times Q \times \mathbf{S} \text{ afluente} \quad (2.15)$$

La carga de SS que sigue hacia el tratamiento biológico posterior es, naturalmente:

$$\text{Carga SS afluente tratamento biológico} = (1-E) \times Q \times \text{SS afluente} \quad (2.16)$$

La producción volumétrica del lodo primario puede ser estimada por medio de la Ecuación 2.9, obteniendo la concentración de ST en el lodo y la masa específica del lodo por medio del Cuadro 2.10.

El Ejemplo 2.4 ilustra el cálculo de la producción de lodo primario, así como las transformaciones de carga y volumen que ocurren a lo largo del tratamiento del lodo.

2.4.2. Producción de lodo secundario

La producción de lodo secundario (biológico) debe ser estimada teniendo como base los coeficientes cinéticos y estequiométricos del proceso biológico en cuestión. El lodo generado se compone de las siguientes fracciones:

- Sólidos biológicos: sólidos biológicos producidos en el sistema, como resultado de la remoción de la materia orgánica
- Sólidos inertes del agua residual cruda: sólidos no biodegradables, acumulados en el sistema

La producción neta de sólidos biológicos corresponde a la producción bruta (síntesis, o anabolismo) menos la mortandad (decaimiento, o catabolismo).

Los libros de ésta serie presentan estimaciones de producción total de lodo en cada proceso de tratamiento biológico, las cuales tienen en

consideración los aspectos anteriormente abordados. Mayores detalles deben obtenerse, por lo tanto, en los otros volúmenes de la serie, específicos para cada proceso de tratamiento. El cálculo detallado de la producción de lodo huye del alcance del presente libro. Estimaciones aproximadas de la producción de lodo se pueden obtener a partir de los Cuadros 2.3, 2.6 y 2.7. En el Cuadro 2.2 se presentan frecuencias típicas de descarte del lodo.

En la estimación del lodo biológico a ser tratado, se puede descontar, del total del lodo producido, la fracción que sale con el efluente final (sólidos que escapan, de forma no intencional, en el efluente final, debido al hecho de no tener, en la práctica, una eficiencia de remoción de 100% de SS en los sedimentadores finales). En caso que se desee incorporar esta sofisticación en la estimación del lodo biológico a ser tratado, se tiene que la cantidad de lodo a ser tratado es igual la cantidad de lodo producido menos la cantidad de lodo que escapa en el efluente final.

El Ejemplo 2.3 ilustra el cálculo de la producción de lodo en un reactor UASB, mientras que el Ejemplo 2.4 ilustra la producción de lodo primario y secundario en un sistema de lodos activados. En ambos ejemplos, se cuantifican también las variaciones de carga y volumen a lo largo del tratamiento del lodo.

Ejemplo 2.3.

Estimar el caudal de lodo y la concentración y carga de SS en cada etapa del procesamiento del lodo en una planta de tratamiento de aguas residuales para 20.000 habitantes, compuesta por un reactor anaerobio de manto de lodo (UASB). Utilizar los datos del Ejemplo 5.4 (Vol. 5 de la presente serie, "Reactores anaerobios").

El flujograma del tratamiento del lodo está compuesto por:

- *Tipo de lodo: lodo secundario (removido del reactor UASB)*
- *Deshidratación del lodo: natural (lechos de secado)*

Datos del ejemplo en mención:

- *Población: 20.000 habitantes*
- *Caudal medio afluente: Q = 3.000 m^3/d*
- *Concentración de DQO afluente: S_o = 600 mg/L*
- *Coeficiente de producción de sólidos: Y = 0,18 kgSS/kgDQO$_{aplicada}$*
- *Concentración esperada del lodo de descarte: 4%*
- *Masa específica del lodo: 1020 kg/m^3*

Solución:

a) Lodo generado en el reactor UASB (afluente a la deshidratación)

Carga de DQO aplicada = 3.000 m^3/d x 600 g/m^3 = 1.800.000 gDQO/d = 1.800 kgDQO/d

Producción de lodo: P = 0,18 kgSS/kgDQO$_{aplicada}$ x 1.800 kgDQO/d = 324 kgSS/d

Caudal de lodo (Ecuación 2.9):

$$\text{Caudal lodo } (m^3/d) = \frac{\text{Carga SS (kgSS/d)}}{\frac{\text{Sól.secos (\%)}}{100} \text{ x Masa específica } (kg/m^3)} = \frac{324 \text{ kgSS/d}}{\frac{4}{100} \text{ x } 1020 \text{ kg/m}^3} = 7{,}94 \text{ m}^3/\text{d}$$

Este valor es el mismo obtenido en el Ejemplo 5.4, Volumen 5 de la presente serie de libros. En caso que hubiese sido utilizada la ecuación simplificada (Ecuación 2.10), se habría obtenido un caudal de 8,1 m^3/d, muy próximo al valor calculado.

Las producciones per cápita son:

- *Carga SS per cápita =324 kgSS/d / 20.000 hab = 16 gSS/hab.d*
- *Caudal per cápita =7,94 m^3/d / 20.000 hab = 0,40 L/hab.d*

Dichos valores se encuentran dentro de los rangos per cápita presentados en el Cuadro 2.3.

b) Lodo efluente de la deshidratación (afluente hacia la disposición final)

Como el lodo de exceso del reactor UASB ya se encuentra digerido y espesado, solamente se hace necesaria la deshidratación, antes de la disposición final.

Admitiendo que el lodo sea deshidratado en lechos de secado, se tiene que el contenido de sólidos secos se encuentra entre 30 y 45% (ver Cuadro 2.6), la masa específica del lodo entre 1050 y 1080 kg/m^3 (Cuadro 2.10) y la captura de sólidos entre 90 y 98% (ver Cuadro 2.11).

En el presente ejemplo, se adoptaron los siguientes valores:

- *concentración de SS en el lodo deshidratado: 40%*
- *masa específica del lodo deshidratado : 1060 kg/m^3*
- *captura de sólidos en la deshidratación : 95%.*

La carga de sólidos que es capturada e incorporada al lodo deshidratado se calculada de acuerdo con la Ecuación 2.13:

Carga SS efluente (kgSS/d) = Captura de sólidos x Carga SS afluente (kgSS/d) = 0,95 x 324 kgSS/d = 308 kgSS/d

El caudal de lodo deshidratado (denominado con el nombre de torta), que sigue para la disposición final, es estimado según la Ecuación 2.9:

$$\text{Caudal lodo } (m^3/\text{d}) = \frac{\text{Carga SS (kgSS/d)}}{\frac{\text{Sól.secos (\%)}}{100} \text{ x Masa específica (kg/m}^3)} = \frac{308 \text{ kgSS/d}}{\frac{40}{100} \text{ x } 1060 \text{ kg/m}^3} = 0{,}73 \text{ m}^3/\text{d}$$

Las producciones per cápita son:

- *Carga SS per cápita =308 kgSS/d / 20.000 hab = 15,4 gSS/hab.d*
- *Caudal per cápita =0,73 m³/d / 20.000 hab = 0,04 L/hab.d*

Tales valores se encuentran dentro de los rangos per cápita presentados en el Cuadro 2.6.

c) Percolado de la deshidratación (retornado hacia la PTAR)

La carga de sólidos que es incorporada al percolado del lecho de secado y retorna hacia la cabecera de la PTAR es dada por la Ecuación 2.14:

Carga SS en el drenado (kgSS/d) = (1 - Captura de sólidos) x Carga SS afluente (kgSS/d) = (1-0,95) x 324 kgSS/d = 16 kgSS/d

El caudal del percolado del lecho de secado (sin considerar, por simplicidad, la evaporación), es la diferencia entre el caudal afluente y el caudal del lodo efluente:

Caudal percolado = Caudal lodo afluente – Caudal lodo efluente =7,94 –0,73 = 7,21 m³/d

La concentración de sólidos en el percolado está dada por el cociente entre la carga de SS y el caudal (la densidad del percolado puede ser considerada igual a la del agua):

$$\text{Conc. SS} = \frac{\text{Carga SS}}{\text{Caudal}} = \frac{16 \text{ kgSS/d x } 1000 \text{ g/kg}}{7{,}21 \text{ m}^3/\text{d}} = 2219 \text{ g/m}^3 = 2219 \text{ mg/l} = 0{,}22 \text{ \%}$$

Esta carga de sólidos puede ser tomada en cuenta en el cálculo de la carga afluente al reactor UASB.

Ejemplo 2.4.

Estimar el caudal de lodo y la concentración y carga de SS en cada etapa del procesamiento del lodo en una planta de tratamiento de aguas residuales por lodos activados, sistema convencional para 62.000 habitantes. Utilizar los datos de los ejemplos del Capítulo 2, Volumen 1, y del Capítulo 8, Volumen 4, de la presente serie de libros.

El flujograma del tratamiento del lodo está compuesto por:

- *Tipos de lodo: lodos primario y secundario (mezclados al entrar en el tratamiento del lodo)*
- *Espesamiento del lodo: espesador por gravedad*
- *Digestión del lodo: digestión anaerobia, compuesta por digestores primarios y secundarios*
- *Deshidratación del lodo: mecanizada (centrífuga)*

Datos del ejemplo:

- *Población: 62.000 hab*
- *Caudal medio afluente: Q = 9.820 m^3/d*
- *Carga de SS afluente: 3.720 kg/d*
- *Concentración de SS afluente: SS = 379 mg/L*
- *Eficiencia de remoción de SS en el sedimentador primario: E = 60% (asumido)*

Datos de la producción de lodo secundario (valores calculados en el mencionado ejemplo):

- *Lugar de remoción del lodo secundario: línea de recirculación de lodo*
- *Carga de SS a ser removida: 1.659 kgSS/d*
- *Concentración de SS en el lodo de exceso: 7.792 mg/L (≈0,78%)*
- *Caudal de lodo de exceso: Q_{ex} = 213 m^3/d*

Solución:

a) Lodo removido del sedimentador primario (lodo primario)

Carga de SS removida del sedimentador primario:

Carga SS removida = E x Carga SS afluente = 0,60 x 3.720 kgSS/d = 2.232 kgSS/d

Las características del lodo primario son: contenido de sólidos secos entre 2 y 6% (ver Cuadros 2.6 y 2.10) y la masa específica del lodo entre 1020 y 1030 kg/m³ (Cuadro 2.10). En el presente ejemplo, se adoptaron los siguientes valores:

- *concentración de SS en el lodo primario: 4%*
- *masa específica del lodo primario: 1020 kg/m³*

El caudal de lodo primario, que sigue hacia el espesamiento, es estimado con base en la Ecuación 2.9:

$$\text{Caudal lodo } (m^3/\text{d}) = \frac{\text{Carga SS (kgSS/d)}}{\frac{\text{Sól.secos (\%)}}{100} \text{ x Masa específica (kg/m}^3)} = \frac{2.232 \text{ kgSS/d}}{\frac{40}{100} \text{ x } 1020 \text{ kg/m}^3} = 54{,}7 \text{ m}^3/\text{d}$$

Las producciones per cápita de lodo primario son:

- *Carga SS per cápita = 2.232 kgSS/d / 62.000 hab = 36 gSS/hab.d*
- *Caudal per cápita =54,7 m3/d / 62.000 hab = 0,88 L/hab.d*

Dichos valores se encuentran dentro de los rangos per cápita presentados en el Cuadro 2.3.

b) Lodo secundario

La cantidad de lodo secundario a ser removida del sistema de lodos activados ya fue calculada en el ejemplo del Ítem 8.3, del Volumen

4 de la serie, por ello se constituye en un dato de entrada para el presente ejemplo (ver más arriba):

- *Lugar de remoción del lodo secundario: línea de recirculación de lodo*
- *Carga de SS a ser removida: 1.659 kgSS/d*
- *Concentración de SS en el lodo de exceso: 7.792 mg/L (0,78%)*
- *Caudal de lodo de exceso: Q_{ex} = 213 m^3/d*

Las producciones per cápita de lodo secundario son:

- *Carga SS per cápita =1.659 kgSS/d / 62.000 hab = 27 gSS/hab.d*
- *Caudal per cápita =213 m^3/d / 62.000 hab = 3,44 L/hab.d*

Dichos valores se encuentran dentro del rango per cápita presentados en el Cuadro 2.3.

c) Lodo mixto (lodo primario + lodo secundario) (lodo afluente al espesador)

Los lodos primarios y secundarios son reunidos, antes de entrar en el espesador.

La carga de SS en el lodo mixto es:

Carga SS lodo mixto = Carga SS lodo primario + Carga SS lodo secundario =2232 + 1659 = 3.891 kgSS/d

El caudal de lodo mixto es:

Caudal lodo mixto = Caudal lodo primario + Caudal lodo secundario =54,7 +213,0 = 267,7 m^3/d

La concentración de sólidos en el lodo mixto está dada por el cociente entre la carga de SS y el caudal (considerando la densidad del lodo mixto igual a la del agua):

$$\text{Conc. SS} = \frac{\text{Carga SS}}{\text{Caudal}} = \frac{3891\ \text{kgSS/d x } 1000\ \text{g/kg}}{267{,}7\ \text{m}^3/\text{d}} = 14.535\ \text{g/m}^3 =$$

$$= 14.535\ \text{mg/L} = 1{,}45\ \%$$

d) Lodo espesado efluente del espesador (lodo afluente al digestor)

La carga de sólidos en el lodo efluente del espesador es igual a la carga afluente multiplicada por la captura de sólidos. Por el Cuadro 2.11, la captura de sólidos para lodo mixto espesado por gravedad se encuentra entre 80 y 90%. En el presente ejemplo, se adoptó una captura de sólidos de 85%. De esta forma, la carga de SS efluente del espesador es (Ecuación 2.13):

Carga SS efluente = Efic. captura x Carga afluente = 0,85 x 3.891 kg/d = 3.307 kgSS/d

Las características del lodo mixto espesado por gravedad son: contenido de sólidos secos entre 3 y 7% (ver Cuadro 2.6) y la masa específica del lodo entre 1020 y 1030 kg/m³ (Cuadro 2.10). En el presente ejemplo, se adoptaron los siguientes valores:

- *concentración de SS en el lodo espesado: 5%*
- *masa específica del lodo espesado: 1030 kg/m³*

El caudal de lodo espesado, que pasa para la digestión, es estimado de acuerdo con la Ecuación 2.9:

$$\text{Caudal lodo } (m^3/\text{d}) = \frac{\text{Carga SS (kgSS/d)}}{\frac{\text{Sól.secos (\%)}}{100} \text{ x Masa específica (kg/m}^3\text{)}} =$$

$$= \frac{3307 \text{ kgSS/d}}{\frac{5}{100} \text{ x } 1030 \text{ kg/m}^3} = 64{,}2 \text{ m}^3\text{/d}$$

e) Sobrenadante do espesador (retornado hacia la cabecera de la PTAR)

La carga de SS presente en el sobrenadante del espesador es:

Carga SS sobrenadante = Carga SS afluente – Carga SS lodo efluente = 3.891 – 3.307 = 584 kgSS/d

El caudal de sobrenadante del espesador es:

Caudal sobrenadante = Caudal afluente – Caudal lodo efluente = 267,7 – 64,2 = 203,5 m³/d

La concentración de SS en el sobrenadante es:

$$Conc.\ SS = \frac{Carga\ SS}{Vazão} = \frac{584\ kgSS/d\ x\ 1000\ g/kg}{203{,}5\ m^3/d} =$$

$$= 2870\ g/m^3 = 2870\ mg/L = 0{,}29\ \%$$

f) Lodo efluente del digestor primario (lodo afluente al digestor secundario)

La relación SV/ST en el lodo mixto espesado se encuentra entre 0,75 y 0,80 (ver Cuadro 2.9). En el presente ejemplo, se adoptó el valor de 0,77. De esta forma, de los ST afluentes al digestor, se tiene que 77% son volátiles y 23% son fijos. La distribución de la carga de los sólidos afluentes al digestor es:

ST afluente =3.307 kgST/d
SV afluente = (SV/ST) x ST afluente = 0,77 x 3.307 = 2.546 kgSV/d
SF afluente = (1 – SV/ST) x ST afluente = (1– 0,77) x 3.307 = 761 kgSF/d

En la digestión, los SF permanecen inalterados, pero los SV son parcialmente removidos. Según el Ítem 2.3.c, la eficiencia de remoción de SV en la digestión se encuentra entre 40 y 55%. En el presente ejemplo, se adoptó una eficiencia de 50% (0,50).

La distribución de la carga de sólidos efluente del digestor primerio es:

SF efluente = SF afluente = 761 kgSF/d
SV efluente = (1 – Efic. remoción SV) x SV afluente = (1 – 0,50) x 2.546 = 1.273 kgSV/d
ST efluente = SF efluente + SV efluente = 761 + 1273 = 2.034 kgST/d

La distribución de los sólidos efluentes del digestor primario es:

SF/ST efluente =761/2.034 = 0,37 = 37%
SV/ST efluente = 1.273/2.034 = 0,63 = 63%

La relación de SV/ST, que era de 77% en el lodo afluente al digestor, se redujo para 63%, después de la digestión.

El caudal de lodo efluente del digestor primario es igual al caudal afluente. Por lo tanto:

Caudal lodo efluente digestor primario = Caudal lodo afluente digestor primario =64,2 m^3/d

La concentración de SS en el lodo efluente del digestor primario es:

$$Conc.\ SS = \frac{Carga\ SS}{Vazão} = \frac{2034\ kgSS/d\ x\ 1000\ g/kg}{64,2\ m^3/d} = 31.682\ g/m^3 =$$

$$= 31.682\ mg/l = 3{,}17\ \%$$

Se observa, por lo tanto, que durante la digestión hubo reducción, tanto de la carga de sólidos, como de su concentración.

g) Lodo efluente digestor secundario (lodo afluente a la deshidratación)

El digestor secundario en realidad no digiere sólidos, pues solamente trabaja en la función de almacenamiento del lodo. En dicho almacenamiento, ocurre una cierta sedimentación del lodo, propiciando la remoción de un sobrenadante, el cual regresa hacia la cabecera de la PTAR. El lodo del fondo continúa hacia la deshidratación.

La eficiencia de la captura de sólidos en el digestor secundario se encuentra entre 90 y 95% (ver Cuadro 2.11). En el presente ejemplo, se adoptó una captura de 95% de sólidos. La carga de SS efluente del digestor secundario es:

Carga SS efluente = Efic. captura x Carga afluente = 0,95 x 2.034 kg/d =1.932 kgSS/d

La distribución entre sólidos volátiles y sólidos fijos permanece igual a la del efluente del digestor primario (SF/ST=37%; SSV/ST =63%), calculada en el ítem f. Las cargas de SV y SF efluentes del digestor secundario son:

Carga SF efluente = 0,37 x 1.932 = 715 kgSF/d
Carga SV efluente = 0,63 x 1.932 = 1.217 kgSV/d

Las características del lodo mixto digerido son: contenido de sólidos secos entre 3 y 6% (ver Cuadro 2.6) y la masa específica del lodo cercana a 1030 kg/m³ (Cuadro 2.10). En el presente ejemplo, se adoptaron los siguientes valores:

- *concentración de SS en el lodo efluente del digestor secundario: 4% (este valor debe ser superior al de la concentración de SS en el lodo efluente del digestor primario, que en este ejemplo fue de 3,17%)*
- *masa específica del lodo efluente del digestor secundario: 1030 kg/m³*

El caudal de lodo efluente del digestor secundario, que continua para la deshidratación, es estimado según la Ecuación 2.9:

$$\text{Caudal lodo } (m^3/\text{d}) = \frac{\text{Carga SS (kgSS/d)}}{\frac{\text{Sól.secos (\%)}}{100} \text{ x Masa específica (kg/m}^3\text{)}} =$$

$$= \frac{1932 \text{ kgSS/d}}{\frac{4}{100} \text{ x } 1030 \text{ kg/m}^3} = 46{,}9 \text{ m}^3/\text{d}$$

h) Sobrenadante del digestor secundario (retornado hacia la cabecera de la PTAR)

La carga de SS presente en el sobrenadante del digestor secundario es:

Carga SS sobrenadante = Carga SS afluente – Carga SS lodo efluente = 2.034 - 1.932 = 102 kgSS/d

El caudal del sobrenadante del digestor es:

Caudal sobrenadante = Caudal afluente – Caudal lodo efluente = 64,2 – 46,9 = 17,3 m³/d

La concentración de SS en el sobrenadante es:

$$\text{Conc. SS} = \frac{\text{Carga SS}}{\text{Caudal}} = \frac{102 \text{ kgSS/d x } 1000 \text{ g/kg}}{17{,}3 \text{ m}^3/\text{d}} =$$

$$= 5896 \text{ g/m}^3 = 5896 \text{ mg/L} = 0{,}59 \text{ \%}$$

i) Lodo efluente de la deshidratación (lodo que continuará para la disposición final)

En el presente ejemplo, la deshidratación es a través de centrífugas. No será considerada la carga de sólidos relativa a los polielectrolitos adicionados en la centrífuga. Se asume que el lodo deshidratado continúe para la disposición final sin recibir ningún otro producto (por ejemplo, cal, para la higienización). En el que caso haya adición de cal, dicha carga de sólidos debe ser considerada, ya que es representativa en el cálculo general (ver Capítulo 6).

La carga de sólidos en el lodo efluente de la deshidratación (torta) es igual a la carga afluente multiplicada por la captura de sólidos. Según el Cuadro 2.11, la captura de sólidos en la deshidratación por centrífugas de un lodo mixto digerido se encuentra entre 90 y 95%. En el presente ejemplo, se adoptó una captura de sólidos de 90%. De esta forma, la carga de SS efluente del espesador es (Ecuación 2.13):

Carga SS efluente = Efic. captura x Carga afluente = 0,90 x 1.932 kg/d = 1.739 kgSS/d

Las características del lodo mixto deshidratado por centrífugas son: contenido de sólidos secos entre 20 y 30% (ver Cuadro 2.6) y la masa específica del lodo entre 1050 y 1080 kg/m³ (Cuadro 2.10). En el presente ejemplo, se adoptaron los siguientes valores:

- *concentración de SS en el lodo deshidratado: 25%*
- *masa específica del lodo deshidratado: 1060 kg/m³*

El volumen diario (caudal) de lodo deshidratado, que continúa para la disposición final, se estima con base en la Ecuación 2.9:

$$\text{Caudal lodo } (m^3/\text{d}) = \frac{\text{Carga SS (kgSS/d)}}{\frac{\text{Sól.secos (\%)}}{100} \text{ x Masa específica (kg/m}^3)}$$

$$= \frac{1739 \text{ kgSS/d}}{\frac{25}{100} \text{ x } 1060 \text{ kg/m}^3} = 6{,}6 \text{ m}^3/\text{d}$$

Las producciones per cápita de lodo mixto deshidratado son:

- *Carga SS per cápita =1.739 kgSS/d / 62.000 hab = 28 gSS/hab.d*
- *Caudal per cápita =6,6 m³/d / 62.000 hab = 0,11 L/hab.d*

Dichos valores se encuentran por debajo de los rangos per cápita presentados en el Cuadro 2.6. Sin embargo, el Cuadro 2.6 no tiene en cuenta la eficiencia de captura de sólidos, asumiendo que, en cada etapa del tratamiento del lodo, haya una captura de 100%, esto es, todo el lodo afluente continúa como lodo efluente hacia la etapa siguiente del tratamiento. Por otro lado, el presente ejemplo no contempló la carga relacionada al retorno de los sólidos de los sobrenadantes y drenados (los valores se calcularon, pero las cargas correspondientes no fueron consideradas como cargas adicionales de sólidos afluentes a la PTAR). El Ítem 2.5 ejemplifica como estas cargas retornadas pueden ser incorporadas al balance de masa general de la planta de tratamiento.

j) Drenado de la deshidratación (retornado hacia la cabecera de la PTAR)

La carga de SS presente en el drenado de la centrífuga (centrado) es:

Carga SS drenado = Carga SS afluente – Carga SS lodo efluente = 1.932 - 1.739 = 193 kgSS/d

El caudal del drenado de la centrífuga es:

Caudal de drenado = Caudal afluente – Caudal lodo efluente = 46,9 – 6,6 = 40,3 m^3/d

La concentración de SS en el drenado es:

$$\text{Conc. SS} = \frac{\text{Carga SS}}{\text{Caudal}} = \frac{193 \text{ kgSS/d x } 1000 \text{ g/kg}}{40{,}3 \text{ m}^3/\text{d}} =$$

$$= 54789 \text{ g/m}^3 = 4789 \text{ mg/L} = 0{,}48 \text{ \%}$$

I) Resumen de las cargas, caudales y concentraciones

Origen	Lodo			Sobrenadante / drenado		
	Carga SS (kgSS/d)	Caudal (m^3/d)	Concentración SS (%)	Carga SS (kgSS/d)	Caudal (m^3/d)	Concentración SS (mg/L)
Lodo primario	*2232*	*54,7*	*4,00*	-	-	-
Lodo secundario	*1659*	*213,0*	*0,78*	-	-	-
Lodo mixto	*3891*	*267,7*	*1,45*	-	-	-
Espesador	*3307*	*64,2*	*5,0*	*584*	*203,5*	*2870*
Digestor primario	*2034*	*64,2*	*3,2*	-	-	-
Digestor secundario	*1932*	*46,9*	*4,0*	*102*	*17,3*	*5896*
Deshidratación	*1739*	*6,6*	*25,0*	*193*	*40,3*	*4789*

A continuación se presentan las fórmulas correspondientes, para la estructuración del cuadro en forma de planilla:

Orígen	Lodo			Sobrenadante / drenado		
	Carga SS (kgSS/d)	Caudal (m^3/d)	Concentración SS (%)	Carga SS (kgSS/d)	Caudal (m^3/d)	Concentración SS (mg/L)
Lodo primario	*(1)*	*(2)*	*(3)*	-	-	-
Lodo secundario	*(4)*	*(5)*	*(6)*	-	-	-
Lodo mixto	*(7)*	*(8)*	*(9)*	-	-	-
Espesador	*(10)*	*(11)*	*(12)*	*(13)*	*(14)*	*(15)*
Digestor primario	*(16)*	*(17)*	*(18)*	-	-	-
Digestor secundario	*(19)*	*(20)*	*(21)*	*(22)*	*(23)*	*(24)*
Deshidratación	*(25)*	*(26)*	*(27)*	*(28)*	*(29)*	*(30)*

(1) = Eficiencia de captura del sedimentador x Carga SS afluente al sedimentador primario

$$(2) = \frac{(1)}{\frac{(3)}{100} \text{ x Masa específica } (\text{kg/m}^3)}$$

(3) = Valor asumido

(4) (5) (6) = Valores calculados con base en la cinética del proceso de lodos activados

(7) = (1) + (4)

(8) = (2) + (5)

(9) = [(7) x 100] / [(8) x 1000]

(10) = Eficiencia de captura del espesador x (7)

$$(11) = \frac{(10)}{\frac{(12)}{100} \text{ x Massa específica } (\text{kg/m}^3)}$$

(12) = Valor asumido

(13) = (7) – (10)

(14) = (8) – (11)

(15) = (13) x 1000 / (14)

(16) = [(10) x (1 – SSV/SS lodo)] + [(10) x (SSV/SS lodo) x Eficiencia remoción SSV)]

(17) = (11)

(18) = [(16) x 100] / [(17) x 1000]

(19) = Eficiencia de captura del digestor secundario x (16)

$$(20) = \frac{(19)}{\frac{(21)}{100} \text{ x Masa específica } (\text{kg/m}^3)}$$

(21) = Valor asumido

(22) = (16) – (19)

(23) = (17) – (20)

(24) = (22) x 1000 / (23)

(25) = Eficiencia de captura de la deshidratación x (19)

$$(26) = \frac{(25)}{\frac{(27)}{100} \text{ x Masa específica } (\text{kg/m}^3)}$$

(27) = Valor asumido

(28) = (19) – (25)

(29) = (20) – (26)

(30) = (28) x 1000 / (29)

2.5. BALANCE DE MASAS EN EL TRATAMIENTO DEL LODO

Como fue visto en los Ejemplos 2.3 y 2.4, los líquidos sobrenadantes, percolados y drenados de las diversas etapas de tratamiento del lodo contienen sólidos en suspensión, ya que no todos los sólidos afluentes salen con el lodo, ello debido a que la captura de los sólidos no es del 100%. Dichos sólidos representan materia orgánica y deben regresar hacia la entrada de la planta de tratamiento de aguas residuales, envés de ser vertidos en el cuerpo receptor. El hecho de que tales sólidos regresen hacia el tratamiento hace que la carga de sólidos afluente a cada unidad de tratamiento del lodo sea aumentada.

En el caso que el diseño de la PTAR contemple el retorno de estos sólidos en el cálculo general de las cargas afluentes y efluentes, los valores deberán ser calculados por medio de un proceso iterativo. Normalmente son suficientes tres iteraciones para alcanzar una convergencia de los valores, esto es, las cargas de la cuarta iteración son muy similares a las de la tercera iteración. Dicho balance de masa puede entenderse mejor por medio del Ejemplo 2.6.

Ejemplo 2.6.

Hacer un balance de masa de las cargas de sólidos en la planta de tratamiento por lodos activados del Ejemplo 2.4. Admitir que los líquidos sobrenadantes y drenados son retornados aguas arriba del sedimentador primario. Los datos de entrada son:

Caudal media afluente (m^3/d): 9820
Concentración de SS afluente (mg/L): 379
Carga de lodo secundario excedente (kg/d): 1659

Eficiencias de captura de SS:
sedimentador primario: 0,60
espesador: 0,85

digestor secundario: 0,95
deshidratación: 0,90

Eficiencia de remoción de SSV en la digestión: 0,50
Relación SSV/SS en el lodo afluente a la digestión: 0,77

Solución:

a) Planilla de cálculo de la iteración

Cargas de SS a lo largo del tratamiento del lodo, después de diversas iteraciones (kg/d)

Etapa	Carga de SS (kg/d)					
	Iteración					
	1	2	3	4	5	6
SEDIMENTADOR PRIMARIO						
Afluente	3720	4599	4717	4734	4736	4736
Efluente	1488	1839	1887	1893	1894	1894
Lodo	2232	2759	2830	2840	2841	2842
ESPESADOR						
Afluente	3891	4418	4489	4499	4500	4501
Sobrenadante	584	663	673	675	675	675
Lodo espesado	3307	3755	3816	3824	3825	3826
DIGESTOR PRIMARIO						
Afluente	3307	3755	3816	3824	3825	3826
Efluente	2034	2310	2347	2352	2353	2353
DIGESTOR SECUNDARIO						
Afluente	2034	2310	2347	2352	2353	2353
Sobrenadante	102	115	117	118	118	118
Lodo digerido	1932	2194	2230	2234	2235	2235
DESHIDRATACIÓN						
Afluente	1932	2194	2230	2234	2235	2235
Drenado	193	219	223	223	223	224
Lodo deshidratado	1739	1975	2007	2011	2011	2012

Obs:

- *Los valores de la 1ª iteración son los mismos ya calculados en el Ejemplo 2.4.*
- *En la 2ª iteración, la carga de SS afluente al sedimentador primario corresponde a la carga afluente de la 1ª iteración (3720 kg/d), aumentada de las cargas de los líquidos que retornan hacia la PTAR (584 + 102 + 193 = 879 kg/d), representando una carga total afluente de 4599 kg/d (= 3720 + 879).*
- *En la 2ª iteración, la carga afluente al espesador corresponde a la carga de lodo del sedimentador primario, aumentada de la carga de lodo secundario de exceso (1659 kg/d). Dicha carga de lodo secundario se mantiene fija en todas las iteraciones. En la realidad, también se podría considerar que las cargas retornadas también aportan DBO al sistema, lo que implicaría también un aumento de la producción de lodo secundario de exceso. Este análisis se encuentra por fuera del alcance del presente ejemplo.*
- *Los demás valores de la 2ª iteración son calculados de acuerdo a la misma metodología utilizada en la 1ª iteración, y presentada en el Ejemplo 2.4.*
- *Las demás iteraciones siguen los mismos principios de la 2ª iteración.*
- *Se observa que en la 3ª iteración los valores ya son muy cercanos a los de la última iteración, indicando que el proceso iterativo podría haber sido interrumpido en la 3ª iteración, sin errores apreciables.*
- *Los valores de la 6ª iteración son iguales a los de la 5ª iteración, lo que indica que el proceso iterativo puede ser interrumpido.*
- *Se observa que las cargas retornadas ejercen un impacto apreciable en el balance de masa, ya que los valores de la última iteración son superiores a los de la 1ª iteración.*
- *Las concentraciones y caudales pueden ser calculados utilizando la misma metodología presentada en el Ejemplo 2.4.*

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AISSE, M.M., VAN HAANDEL, A .C., VON SPERLING, M., CAMPOS, J.R., CORAUCCI FILHO, B., ALEM SOBRINHO, P. (1999). Tratamento final do lodo gerado em reatores anaeróbios. In: CAMPOS, J.R. (coord). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.* PROSAB. p. 271-300.

CHERNICHARO, C.A.L. (1997). *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 5. Reatores anaeróbios.* DESA-UFMG. 245 pp.

CRITES, R., TCHOBANOGLOUS, G. (2000). *Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones*. McGraw-Hill, Colombia. 776 pp.

EPA. (1987). *Design manual. Dewatering municipal wastewater sludges*. U.S Environmental Protection Agency. 193 pp.

EPA. (1979). *Process* d*esign manual. Sludge treatment and disposal.* U.S Environmental Protection Agency.

FRANCI, R. (1996). Sistemas aeróbios com biofilmes. In: *Seminário internacional. Tendências no tratamento simplificado de águas residuárias domésticas e industriais*. (anais). Belo Horizonte, 6-8 março 1996. p. 128-143.

FRANCI, R. (coord). (1999). *Gerenciamento do lodo de lagoas de estabilização não mecanizadas*. PROSAB. 80 pp.

JORDÃO, E.P. & PESSÔA, C.A. (1995). *Tratamento de esgotos domésticos*. ABES, 3a ed. 683 p.

METCALF & EDDY. (1991). *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. Metcalf & Eddy, Inc. 3. ed. 1334 pp.

QASIM, S.R. (1985). *Wastewater treatment plants: planning, design and operation*. Holt, Rinehart and Winston, New York.

VAN HAANDEL, A.C., LETTINGA, G. (1994). *Tratamento anaeróbio de esgotos. Um manual para regiões de clima quente*.

CAPÍTULO 3
PRINCIPALES CONTAMINANTES DEL LODO

Sandra Márcia Cesário Pereira da Silva
Fernando Fernandes
Vanete Thomaz Soccol
Dione Mari Morita

3.1. INTRODUCCIÓN

Algunos componentes de las aguas residuales, al pasar por el sistema de tratamiento, se concentran en proporciones variables en el lodo. Varios componentes orgánicos y minerales le proporcionan características fertilizantes al lodo. De la misma forma, otros componentes, por su riesgo sanitario y ambiental, son indeseables. Dichos componentes indeseables pueden agruparse genéricamente en:

- Metales pesados
- Contaminantes orgánicos diversos
- Microorganismos patógenos

Su presencia en el lodo es muy variable, pues está asociada a las características del agua residual cruda y del sistema de tratamiento. El agua residual producida por una población saludable contendrá mucho menos patógenos que el agua residual producida por una población enferma. De la misma forma, el agua residual exclusivamente residencial presenta bajos niveles de metales pesados, lo que no implica en cualquier riesgo sanitario o ambiental. La presencia de contaminantes químicos en el agua residual está directamente asociada a la admisión de efluentes industriales en la red colectora del alcantarillado.

Este aspecto es de importancia capital para la buena gestión del lodo, y en la mayoría de las veces es descuidado por las empresas de saneamiento. Para establecer una política ambiental sustentable y privilegiar formas de reciclaje del lodo, es necesario que su calidad sea la mejor posible. Y para ello es fundamental que las empresas de saneamiento tengan una política clara y bien definida desde el punto de vista técnico, para no recibir en la red colectora efluentes industriales que puedan comprometer la calidad del lodo y en ciertas ocasiones hacer obligatorios tratamientos sofisticados y caros, cuyos costos serán asumidos por toda la sociedad.

En el caso de Brasil, es importante recordar que la norma Brasilera NBR 9.800 (Criterios para el vertimiento de efluentes líquidos industriales en el sistema colector público de alcantarillado sanitario) tiene como objetivo únicamente garantizar la seguridad y buen funcionamiento de la red de colecta y del sistema de tratamiento de aguas residuales, sin tener en cuenta la calidad del lodo producido.

Únicamente son aceptables para el reciclaje agrícola los lodos que no impliquen en riesgos sanitarios y ambientales para el suelo, productos agrícolas, salud humana y el medio ambiente en general. En lo que dice respecto a la contaminación por microorganismos patógenos, existen varias alternativas de desinfección del lodo para adecuarlo a las alternativas de reciclaje (ver Capítulo 6). En cuanto a los metales pesados y contaminantes orgánicos, no existen métodos económicamente viables para removerlo del lodo. La mejor estrategia es la prevención, pues cuando el lodo ya está contaminado, inclusive su procesamiento en incineradores, provoca sensibles riesgos ambientales.

3.2. METALES PESADOS

3.2.1. Conceptualización

A pesar de ser ampliamente utilizado, el término “metal pesado”, no posee una definición única, que varía de acuerdo con la rama de la ciencia que lo aborda. Un toxicólogo, al ser cuestionado sobre esta

definición, probablemente le daría énfasis a los elementos químicos que son tóxicos para los mamíferos superiores (zootoxicidad). En el caso del agrónomo, el énfasis seria dado principalmente a los elementos químicos tóxicos para las culturas vegetales (fitotoxicidad), cuya contaminación en el suelo pueda disminuir la productividad agrícola. Un químico podría enfatizar en los elementos cuya densidad atómica sea mayor que 6 g/cm^3. Desde el punto de vista ambiental, el metal pesado puede ser entendido como aquel metal que, en determinadas concentraciones y tempo de exposición, ofrece riesgo a la salud humana y al ambiente, perjudicando la actividad de los organismos vivos.

Los principales elementos químicos que se enmarcan en este concepto son: Ag, As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, Se, y Zn. Tales elementos se encuentran naturalmente en el suelo en concentraciones variables, pero inferiores a aquellas consideradas tóxicas para diferentes organismos vivos. Entre ellos As, Co, Cr, Cu, Se y Zn son esenciales para los organismos en ciertas cantidades, mientras que otros no desempeñan ninguna función en el metabolismo, siendo tóxicos para las plantas y los animales.

La mayoría de los organismos vivos solamente necesita de pocos metales, y en dosis muy bajas, caracterizando el concepto de micronutrientes, como es el caso del zinc, del magnesio, del cobalto y del hierro. Dichos metales se vuelven tóxicos y peligrosos para la salud humana cuando sobrepasan determinadas concentraciones límite. Por su parte el plomo, el mercurio y el cadmio son metales que no existen naturalmente en ningún organismo. Tampoco desempeñan funciones nutricionales o bioquímicas en microorganismos, plantas o animales. O sea, la presencia de estos metales en organismos vivos es perjudicial en cualquier concentración.

3.2.2. Ocurrencia en la naturaleza y toxicidad

Al contrario de los contaminantes orgánicos sintéticos, que fueron creados por el hombre, los metales pesados son componentes naturales

en el medio ambiente, estando presentes en niveles muy bajos en prácticamente todos los ambientes naturales (rocas, suelo etc.). El riesgo representado por los metales está asociado a su concentración, que, cuando es elevada, generalmente es provocada por la actividad antrópica.

En todas las épocas, el hombre estuvo expuesto a los metales pesados del medio ambiente. La época industrial y el gran desarrollo de la industria de minería trajeron el surgimiento de enfermedades profesionales causadas por diversos metales tóxicos. Los ingredientes metálicos de los insecticidas y de ciertos agentes terapéuticos (p. ej. antibacterianos) son otras fuentes de exposición accidental. El uso de combustibles fósiles que contienen metales pesados, el aumento de tetraetilo de plomo en la gasolina y el aumento de las aplicaciones industriales de los metales son responsables por el hecho de que, en la actualidad, la contaminación del medio ambiente sea la principal causa de intoxicación por los metales pesados. La disposición y descarte de residuos industriales son las principales fuentes de contaminación del agua de los ríos con metales pesados, pues los metales son utilizados en las líneas de producción y terminan siendo parcialmente vertidos en los cursos de agua. Otra fuente importante de contaminación del ambiente son los incineradores de residuos sólidos urbanos e industriales, que provocan su volatilización y forman cenizas ricas en metales, principalmente mercurio, plomo y cadmio.

Los metales pesados no pueden ser destruidos e son altamente reactivos desde el punto de vista químico, lo que explica la dificultad de encontrarlos en estado puro en la naturaleza. Normalmente se presentan en concentraciones muy pequeñas, asociados a otros elementos químicos, formando minerales en rocas. Cuando son vertidos en el agua como residuos industriales, pueden ser absorbidos por los tejidos animales y vegetales.

Una vez que los ríos desembocan en el mar, dichos contaminantes pueden alcanzar las aguas saladas y, en parte, pueden depositarse en

el lecho oceánico. Además de eso, los metales contenidos en los tejidos de los organismos vivos que habitan los mares también terminan depositándose, tarde o temprano, en los sedimentos, representando un almacenamiento permanente de contaminación para la fauna y la flora acuáticas.

Estas sustancias tóxicas también se depositan en el suelo o en cuerpos de agua de regiones más lejanas, gracias a la movilización de las masas de aire. Así, los metales pesados pueden acumularse en todos los organismos que constituyen la cadena alimenticia del hombre. Es claro que poblaciones residentes en locales cercanos a industrias o incineradores corren mayores riesgos de contaminación.

El Cuadro 3.1 se presenta con el objetivo de relatar solamente datos genéricos de la presencia de metales pesados en el suelo, el aire, el agua, los alimentos y diversos tipos de condicionantes del suelo, además de la presencia en biosólidos. Tales datos son extremadamente difíciles de obtener y dependen de las condiciones geoquímicas de la región en que fueron colectados, de la cercanía de actividades industriales y de otras actividades humanas, como es el caso de la presencia en alimentos, que es influenciada por el tipo de agua utilizada, el tipo de fertilizante, el tipo de suelo e inclusive, hasta de las condiciones de almacenamiento. Por lo tanto, frente a esta gama de diversidades, aquí se intentó presentar datos promedio, sin abordar especificidades. La mayor parte de ellos se obtuvieron en literatura extranjera, pues el propósito es mostrar que los metales están presentes en diversos medios, pudiendo, inclusive, estar en mayores concentraciones que en los biosólidos. Se resalta también que los datos presentados en el Cuadro 3.1 no permiten una comparación total de los niveles de metales, puesto que para varios medios, las unidades convencionales en que son expresados son distintas.

Cuadro 3.1. Concentraciones medias de algunos metales pesados en el ambiente y en algunos residuos

Elemento	Medio										
	Aire	Suelo agrícola (mg/kg)		Agua superficial	Agua de abastecimiento	Alimentos (cereales, frutas y vegetales)	Lodo sanitario (mg/kg)	Fertilizantes (mg/kg)		Estiércol (mg/kg) Brasil	
		Europa	Brasil (estado de Paraná)				Europa	Fosfatado	Nitrogenado	Porcinos	Aves
Cadmio	0,7-2 ng/m³	0,01– 2,4	2,8–3,2	0,1–10mg/L	0,1–0,2 mg/L	Até 25 mg/kg	1-3410	0,1 – 170	0,05 – 8,5	0,58	0,33
Plomo	0,10–0,74 mg/ m³	2-300	14–94	-	-	73 mg/kg	29 – 3600	7-225	2 – 27	19,6	5,9
Mercurio	2-10 ng/m³	-	-	<0,5 mg/L	25 ng/L	2–20 mg/kg	0,1 – 55	0,01 – 1,2	0,3 – 2,9	-	-
Níquel	0,5 mg/m³	2 -1000	8–98	0,10 mg/L	<20 mg/L	0–10 mg/kg	6-5300	7-38	7-34	4,0	2,6
Zinc	100–500 ng/m³	10-300	5–194	<10 mg/L	<20mg/L	<5 mg/kg	91-49000	50-1450	1-42	1670	151
Cobre	25 ng/m³	2-250	10–466	Pocos mg/L	<20 mg/L	>10 mg/kg	50-8.000	1-300	-	230,0	72,8
Cromo	2–5 ng/m³	5-1500	4–145	1,0–10 mg/L	<5 mg/L	10–1300 mg/kg	8- 40.600	66-245	3,2 – 19	19,3	15,9
Arsénico	-	1,8	-	1,0–50 mg/L	-	-		-	-	-	-
Boro	0,17 mg/m³	-	-	0,1 mg/L	0–0,74 mg/L	1–50 mg/g		-	-	-	-

Fuentes: Canadian Water Guidelines (1993), Helou (2000); WHO (1996)

En el hombre, el metal pesado puede producir varios efectos, resultados de la acción sobre moléculas, células, tejidos, órganos o inclusive sobre sistemas completos. Además de ello, la presencia de un metal pesado puede limitar la absorción de otros nutrientes esenciales para la actividad del organismo. Los metales pesados, al no ser metabolizados, permanecen en el organismo y ejercen sus efectos tóxicos, combinándose con uno o más grupos reactivos (ligantes), los cuales son indispensables para las funciones fisiológicas normales. Dependiendo del material involucrado y de la intensidad de la intoxicación, el efecto puede ser desde una manifestación local en la piel, en la membrana pulmonar o en el tracto intestinal, hasta efectos mutagénicos, teratogénicos y carcinogénicos, o inclusive la muerte. También cabe resaltar que el sinergismo es una consideración importante en cualquier estudio sobre compuestos tóxicos. Los efectos sinérgicos, en muchos casos, pueden ser muy superiores a la simple suma de los efectos individuales.

Los iones metálicos estabilizan y activan varias proteínas. Probablemente, un tercio de todas las enzimas necesitan de iones metálicos para ejercer sus funciones. Se cree que la toxicidad de los metales es, principalmente, debida al hecho de que los iones metálicos tóxicos compiten con los iones naturales en la formación de uniones con el grupo sulfhidrilo, que debe estar en una forma libre para que las enzimas y coenzimas puedan desempeñar su función.

Es interesante resaltar la frecuente interdependencia a la que las sustancias se encuentran sometidas. Dicha interdependencia, tanto competitiva como cooperativa, entre metales, no metales y moléculas orgánicas, puede acarrear tanto efectos sinérgicos como antagónicos. Por ejemplo, el exceso de Zn^{2+} inhibe la absorción de Cu^{2+}, la toxicidad del Cd^{2+} es acentuada con deficiencia de Zn^{2+}, y la toxicidad del Pb^{2+} es acentuada con la deficiencia de Ca^{2+}.

Aunque los metales pesados, de un modo general, puedan llegar a ser tóxicos para las plantas y los animales, en las concentraciones reducidas en que habitualmente aparecen en las aguas residuales domésticas, no

se tiene noticias de problemas de toxicidad crónica en la disposición de las mismas. Por otro lado, no se puede decir lo mismo con respecto a la disposición de los efluentes industriales y, principalmente, de lodos, ya que son las principales fuentes de los metales pesados.

A continuación se abordarán los aspectos esenciales de los metales que están presentes con mayor frecuencia en lodos sanitarios (provenientes de aguas residuales domésticas).

3.2.3. Descripción de los principales metales pesados

3.2.3.1. Cadmio

En la actualidad, el cadmio es un metal de gran interés toxicológico. Se encuentra en la naturaleza, acompañando al zinc y al plomo, de modo que la extracción y el procesamiento de dichos metales conducen, muchas veces, a la contaminación del medio ambiente por el cadmio.

Este elemento fue descubierto en 1817, pero sus aplicaciones eran pocas, hasta que se descubrieron sus importantes propiedades metalúrgicas, aproximadamente hace 50 años atrás. La elevada resistencia a la corrosión, interesantes propiedades electroquímicas y otras propiedades de ese metal son responsables por las grandes aplicaciones del mismo en galvanización y revestimiento eléctrico, en la fabricación de plásticos, en pinturas (amarillo-cadmio) y en las pilas de níquel y cadmio.

Las aplicaciones del cadmio y su producción tienden a aumentar. Menos de 5% de dicho metal es reciclado, de tal forma que la contaminación del medio ambiente es un factor que debe ser considerado. El carbón y otros combustibles fósiles contienen cadmio; la combustión de los mismos distribuye el elemento en el medio ambiente.

El cadmio es altamente tóxico para las plantas y animales. Es un metal pesado de particular interés, ya que se puede acumular en la cadena

alimenticia. En los seres humanos, la ingestión de cadmio en la dieta también determina la acumulación del elemento en los riñones y puede causar enfermedad crónica con incremento de proteínas en la orina (proteinuria).

Los alimentos no contaminados contienen menos de 0,05 μg de cadmio por g de peso húmedo; la ingestión diaria se encuentra en torno de 50 μg en promedio. La concentración de ese metal aumenta considerablemente cuando ciertos alimentos, como el arroz o el trigo, son contaminados por el cadmio contenido en el suelo y en el agua (1 μg).

El cadmio existe únicamente en la forma bivalente, 2+, y no forma compuestos alquilos estables u otros compuestos metálicos orgánicos de toxicidad comprobada.

El cadmio es mal absorbido por el tracto intestinal. Las investigaciones realizadas en animales de laboratorio indican que la absorción es del orden de tan solo 1,5%. Las pocas investigaciones realizadas en la especie humana sugieren valores en torno de 5%. La absorción a través de las vías respiratorias parece ser más completa; se admite que los fumadores absorben entre 10 y 40% del cadmio inhalado.

Después de ser absorbido, el cadmio es llevado para la sangre, fijándose principalmente a la albumina y a los elementos celulares de la misma. Después de la distribución, 50% del total de cadmio absorbido se encuentra en el hígado y en los riñones, órganos que también contienen metalotioneína, una proteína de bajo peso molecular, la cual presenta elevada afinidad por los metales, como el cadmio y el zinc. La tercera parte de los radicales aminoácidos de la metalotioneína es representada por la cisteína. Es posible que la presencia de altos niveles de dicha proteína fijadora de metales ejerza acción protectora, evitando que el cadmio reaccione con otras macromoléculas funcionalmente importantes.

La vida media del cadmio en el organismo es de 10 a 30 años. Eso significa que los niveles de ese metal en los tejidos aumentan con el

transcurrir de la vida, en condiciones de exposición continua al cadmio existente en el medio ambiente.

En términos generales, la intoxicación aguda se debe a la inhalación de polvo o vapor de cadmio (en general óxido de cadmio) o a la ingestión de sales de cadmio. Los primeros efectos tóxicos se deben a la irritación local, que consiste, en caso de ingestión oral, en náuseas, vómitos, salivación, diarrea y cólicos abdominales. La inhalación del cadmio produce una intoxicación aguda más grave. Las señales y síntomas se manifiestan después de algunas horas, consistiendo en irritación de las vías aéreas superiores, dolor del tórax, náuseas, mareo y diarrea. Los efectos tóxicos pueden agravarse, ocasionando edema pulmonar fatal o enfisema residual, acompañado de fibrosis peribronquial y perivascular.

El cadmio no es un elemento esencial para el crecimiento de la planta y es usualmente tóxico en bajas concentraciones. Inclusive antes de detectarse cualquier síntoma, el cadmio adicionado al suelo es rápidamente absorbido por las plantas, aumentando drásticamente el nivel del elemento acumulado. Mientras tanto, la tolerancia a los niveles de cadmio adicionado al suelo presenta gran variabilidad de una especie para otra. La máxima adición de cadmio recomendada por la Environmental Protection Agency – EUA (Paganini, 1997), a través de la disposición de lodo al suelo, es de 0,50 kg/ha.año. Para la disposición de aguas residuales en el suelo, con una tasa de aplicación superficial media de 500 mm/año, la concentración recomendada puede alcanzar, como máximo, 0,10 mg/L. Se debe aclarar que este metal pesado es considerado, por la misma agencia, como un factor limitante para aplicación de aguas residuales en el suelo.

3.2.3.2. Plomo

El plomo es un metal prácticamente omnipresente, gracias a la ocurrencia natural en el medio ambiente y a su uso industrial.

Algunos casos aislados de intoxicación por plomo han sido atribuidos a fuentes diversas, tales como juegos hechos de plomo, polvo de plomo en las galerías de tiro al blanco, pigmentos usados en las pinturas para artistas, cenizas y humo de madera pintada, residuos de los talleres de joyería, fabricación casera de baterías y tubos de plomo.

Su diseminación ambiental como antidetonante de la gasolina ha disminuido en los países desarrollados por las prohibiciones ambientales, y en el caso particular de Brasil, como resultado de la adición del alcohol en la gasolina, que sustituye así al plomo.

El plomo no es esencial para plantas o animales y puede ser tóxico para ambos. La resistencia de las plantas al plomo es alta, pues se trata de un elemento fuertemente fijado por el suelo.

Los compuestos de plomo son eliminados por la orina o se convierten en componentes de las uñas y del cabello. De modo general, la exposición del organismo humano al plomo se debe, principalmente a los alimentos. En los Estados Unidos, la ingestión diaria del individuo adulto varía entre 0,1y 2 mg de plomo, si bien que la mayoría de los casos manifiestos de intoxicación por plomo se deba a la exposición ambiental e industrial.

Las dos principales vías de absorción del plomo son el tracto gastrointestinal y el sistema respiratorio. La absorción del plomo por el tracto gastrointestinal varía de acuerdo con la edad: el adulto absorbe hasta 40%. Se sabe poco en relación al transporte del plomo a través de la mucosa del tracto gastrointestinal. Se lanzó la hipótesis de que el plomo y el calcio competirían por un mismo mecanismo de transporte, puesto que existe una relación recíproca entre el contenido del régimen alimenticio en calcio y la absorción del plomo. También se demostró que la carencia de hierro aumenta la absorción del plomo a través del intestino. La absorción del plomo inhalado varía de acuerdo con la forma (si en vapor o bajo la forma de partículas) y con la concentración del mismo. Aproximadamente 90% de las partículas de plomo inhaladas con el aire ambiente terminan siendo absorbidas.

Después de ser absorbido, el plomo inorgánico se distribuye, inicialmente, en los tejidos blandos, sobre todo en el epitelio de los conductos renales y en el hígado. Con el tiempo, el plomo sufre redistribución, depositándose en huesos, dientes y cabellos. Finalmente, los huesos terminan conteniendo cerca de 95% de todo el plomo almacenado en el organismo.

La vida media del plomo en los huesos ha sido calculada en 20 a 30 años. Incluso el aumento discreto de la ingestión diaria de plomo puede conducir a un balance positivo (acumulación) en relación a ese metal, ya que su eliminación se procesa de manera muy lenta. La ingestión diaria de plomo es de aproximadamente 0,3 mg; el balance positivo comienza con la ingestión diaria de aproximadamente 0,6 mg. En condiciones normales, esa cantidad de plomo no provoca señales manifiestas de intoxicación durante toda la vida. Sin embargo, el tiempo necesario para la acumulación de cantidades tóxicas disminuye desproporcionalmente, en la medida en que aumentan las cantidades ingeridas. Por ejemplo, con la ingestión de 2,5 mg de plomo por día, son necesarios casi cuatro años para acumular una carga tóxica, mientras que la ingestión diaria de 3,5 mg requiere de pocos meses, porque el almacenamiento en los huesos se procesa muy lentamente, dejando a los tejidos blandos desprotegidos, durante la rápida acumulación del metal.

La intoxicación por el plomo, en el ser humano, se caracteriza por deficiencias neurológicas, disfunción renal y anemia. Daños al cerebro y al sistema nervioso, inclusive problemas comportamentales, retraso mental y disturbios en el aprendizaje son característicos de la intoxicación por plomo en niños.

Estudios realizados en Washington (Paganini, 1997) indicaron que la mayor parte del plomo dispuesto en el suelo se revierte en la forma no intercambiable y permanece en los primeros 15 cm de profundidad, donde un pequeño porcentaje puede lixiviar de forma lenta y a profundidades no significativas. El plomo es fijado en el suelo, pero no es movilizado de manera rápida; determinados suelos pueden retener

concentraciones de centenas de mg/L contra concentraciones de pocas unidades de mg/L lixiviados.

3.2.3.3. Mercurio

Durante siglos, el mercurio fue un ingrediente importante de numerosos medicamentos, tales como diuréticos, bactericidas, antisépticos, laxantes y ungüentos. Con el paso de las últimas décadas, los mercuriales fueron sustituidos por métodos de tratamiento más específicos y eficaces, de modo que las señales de intoxicación por mercurio debida a las drogas se volvieron raras. Por otro lado, aumenta la preocupación con los casos de intoxicación mercurial debidos a la contaminación del medio ambiente. Los niveles de mercurio aumentaron, tanto en el aire como en el suelo y en el agua, en virtud de los usos de los combustibles de origen fósil, los cuales contienen mercurio. También aumentó el uso de dicho metal en la industria y en la agricultura. En diversos países se han registrado epidemias de intoxicación por mercurio, tanto entre animales silvestres como en las poblaciones humanas.

El cloruro de mercurio es el compuesto de mercurio monovalente más conocido. Antiguamente fue utilizado como diurético y aun continua siendo usado como antiséptico, en algunas cremas tópicas para la piel, así como también con fines de suicidio. Las sales de mercurio con los compuestos más irritantes y dotados de acción tóxica aguda intensa. Hace más de 400 años, el nitrato de mercurio constituía un peligro frecuente en la fabricación de los sombreros de fieltro. Las sales de mercurio continúan siendo usadas en gran escala por la industria y la descarga de las aguas residuales industriales en los ríos ha resultado en contaminación del medio ambiente.

Actualmente, el mercurio inorgánico es usado principalmente en la producción de álcalis clorados y en la industria electrónica. Otras áreas de aplicación industrial de ese metal comprenden la fabricación de materias plásticas, fungicidas y germicidas, así como la confección de amalgamas usadas en odontología.

Los mercuriales orgánicos actualmente usados en la industria contienen mercurio con un enlace covalente a un átomo de carbono. Se trata de un tipo de compuesto bastante heterogéneo, cuyo potencial tóxico varia de un compuesto para otro. Las sales de alquilo mercurio representan, sin duda alguna, el grupo más peligroso de esos compuestos; el más común es el metilmercurio. Las sales de alquilmercurio han sido ampliamente usadas en la producción de antimicóticos y pueden provocar efectos tóxicos en el hombre. Accidentes graves de intoxicaciones humanas, debidas al consumo inadvertido de semillas de trigo tratadas con mercurio metílico, han sido registrados en Irak, Pakistán, Ghana y Guatemala. Otro ejemplo se presentó en Minamata, Japón, donde una fábrica de productos químicos que usaba el mercurio inorgánico como catalizador vertía sus efluentes directamente en las aguas de la bahía de Minamata. Los microorganismos transformaron el mercurio en metilmercurio, compuesto que es rápidamente consumido por las algas del plancton, concentrándose en los peces y en la cadena alimenticia. Otro caso se registró en los Estados Unidos, debido al consumo de la carne de porcinos alimentados con granos que habían sido tratados con fungicidas a base de un compuesto orgánico de mercurio.

O mercurio elemental no es muy tóxico cuando es ingerido, debido a que es poco absorbido a través del tracto gastrointestinal, ya que es capaz de reaccionar con moléculas biológicamente importantes. Por otro lado, los vapores de mercurio, al ser inhalados, son completamente absorbidos por los pulmones, donde en seguida el metal es oxidado para el catión de mercurio divalente, bajo la acción de la catalasa existente en los eritrocitos. Dentro de pocas horas, la acumulación de los vapores de mercurio inhalados se asemeja a la acumulación que se observa inmediatamente después de la ingestión de las sales de mercurio; sin embargo, la diferencia importante es que una cantidad apreciable de vapores penetra en el cerebro, antes de ser oxidada, toda vez que el vapor de mercurio atraviesa las membranas con mayor facilidad que el mercurio divalente. La toxicidad del mercurio sobre el sistema nervioso central es más intensa después de la exposición al

vapor de mercurio que a las formas divalentes del metal. La exposición aguda conduce al aparecimiento, en algunas horas, de los síntomas de debilidad, escalofríos, sabor metálico, náuseas, vómitos, diarrea, disnea, tos y sensación de constricción precordial. La acción tóxica sobre los pulmones puede llegar a un cuadro de neumonía intersticial, comprometiendo seriamente la función respiratoria.

Las sales inorgánicas solubles de mercurio divalente ganan acceso a la circulación al ser ingeridas por vía oral. La absorción a través del tracto gastrointestinal corresponde aproximadamente a 10% de la cantidad ingerida, donde una fracción apreciable del Hg^{2+} permanece ligada a la mucosa y al contenido del tracto intestinal. Los mayores niveles del Hg^{2+} se encuentran en los riñones, en los cuales el metal es retenido por más tiempo que en los demás tejidos. Los niveles de compuestos mercuriales en el plasma son semejantes a los de la sangre total. Los compuestos mercuriales inorgánicos no atraviesan fácilmente la barrera hematoencefálica o la placenta. El metal es eliminado a través de la orina y de las heces. La acción corrosiva local del mercurio inorgánico sobre la mucosa del tracto gastrointestinal provoca intensa hematoquecia, acompañada de señales de descamación de la mucosa, presentes en las heces. Ante la falta de tratamiento adecuado, el cuadro en general evoluciona hacia la muerte. La intoxicación sistémica comienza generalmente algunas horas después de la exposición al mercurio, pudiendo persistir durante varios días. El paciente acusa intenso sabor metálico, seguido por estomatitis, acompañada por irritación de la encía, mal aliento y caída de los dientes. El efecto tóxico sobre los riñones es la consecuencia más seria y, desafortunadamente, también la más frecuente de las manifestaciones sistémicas.

Los compuestos mercuriales orgánicos son absorbidos más completamente a través del tracto gastrointestinal que las sales inorgánicas porque poseen mayor solubilidad en los lípidos y ejercen acción corrosiva menos intensa sobre la mucosa del intestino. Más de 90% del metilmercurio es absorbido a través del tracto gastrointestinal humano.

Los compuestos mercuriales orgánicos atraviesan las barreras hematoencefálica y placentaria; por eso, su acción sobre el sistema nervioso y sus efectos teratogénicos superan aquellos de las sales inorgánicas. Los compuestos mercuriales orgánicos se distribuyen de manera más uniforme en los diferentes tejidos que las sales inorgánicas. La mayoría de los datos toxicológicos referentes a la acción de los mercuriales orgánicos sobre el organismo humano se refieren al metilmercurio, los cuales fueron colectados con base en casos de exposición accidental en gran escala. Los síntomas provocados por la exposición al metilmercurio consisten principalmente en manifestaciones neurológicas, tales como disturbios visuales, parestesias, neurastenia, sordera, deterioro de las facultades mentales, temblores musculares, trastornos de la motilidad y, en los casos graves, parálisis y muerte. El metilmercurio puede comprometer al feto, inclusive en los casos en que la gestante no presenta ningún síntoma, y han sido descritos casos de retraso mental y deficiencias neuromusculares.

3.2.3.4. Níquel

El níquel se usa en diversos materiales, incluyendo el acero inoxidable, baterías, productos químicos y catalíticos y en revestimientos de grifos cromados, además de accesorios para grifería.

Los efectos de la intoxicación por exposición aguda del metal ocurren en dos etapas: inicialmente aparecen náuseas, dolor de cabeza, vértigos, vómito, insomnio e irritabilidad. Después aparecen síntomas pulmonares, como dolores en el pecho, debilidad, disnea, cianosis, taquicardia, además de trastornos visuales y transpiración. En casos letales, se observaron hemorragia pulmonar, edema o neumonitis, acompañados de ruptura de células alveolares. En otros casos, se observó edema cerebral y hemorragias puntuales en el cerebro después de la inhalación de níquel carbonilo, el compuesto de níquel más tóxico al ser humano. Se observaron efectos nefrotóxicos en casos de exposición accidental al níquel carbonilo e ingestión accidental de sales de níquel.

Los órganos normalmente afectados son: hígado, riñón, bazo, pulmón y cerebro. Los daños al aparato respiratorio van desde rinitis, sinusitis y asma hasta, en algunos casos, cáncer nasal y pulmonar. También han sido relatados casos de cáncer en el seno y aberraciones cromosómicas.

3.2.3.5. Zinc

El zinc es usado en revestimientos para proteger hierro y acero, en mezclas para fundiciones y en latón, placas y láminas de revestimientos de baterías eléctricas, coberturas y accesorios exteriores de construcciones y en algunos procesos de impresión.

El zinc es un metal esencial para el organismo de los hombres, animales y plantas, por participar en, por lo menos, 70 metaloenzimas conocidas. Pese a que dietas de hasta 500 ppm no hayan causado efecto perjudicial a animales, altas concentraciones de dicho metal conllevan a la contaminación de algunas culturas. Esa contaminación puede presentar efectos tóxicos en concentraciones variadas, dependiendo de la cultura alcanzada. Los efectos tóxicos son reducidos en suelos con pH mayor que 6,0, así como en suelos con textura fina y con elevado contenido de materia orgánica.

Los síntomas característicos del envenenamiento por ingestión oral son: vómito, diarrea, dolor de cabeza, náuseas, letargia e indicios de efectos gastrointestinales. Por inhalación de cloruro de zinc, los principales síntomas son: efectos agudos en el tracto respiratorio con neumonitis, edema y fibrosis pulmonar. La inhalación de gases que contienen zinc produce un síndrome, caracterizado por dolores en las piernas y en la cabeza, fiebre, transpiración, temblores y respiración acelerada que, normalmente, permanece durante 24 a 48 h.

El análisis de culturas desarrolladas en suelos contaminados con zinc mostró que el elemento es rápidamente removido y absorbido por las plantas, y trasladado a las porciones aéreas de las mismas. Los síntomas del efecto perjudicial pueden ser observados en la coloración amarilla de las hojas, así como el crecimiento atrofiado.

3.2.3.6. Cobre

El cobre es un metal usado desde tiempos pre-históricos. Actualmente es utilizado en redes eléctricas, revestimientos a través de electrólisis, producción de mezclas como de latón y bronce, fotografía, utensilios, pinturas, formulación de pesticidas e industrias textiles.

Es un elemento bastante importante en la dieta humana, normalmente se encuentra en proteínas en forma combinada, desempeña un importante papel en la formación de los eritrocitos, en la absorción del hierro y en la constitución de varios tejidos.

La ocurrencia de intoxicación por cobre en los animales y en el hombre es, particularmente difícil y compleja, dada la gran diversificación en la tolerancia a dicho metal, y por la profunda interacción metabólica del cobre con otros metales y nutrientes que afecta su absorción, excreción y retención en los tejidos. El cobre no es tóxico para los animales monogástricos, pero puede serlo para los rumiantes. La tolerancia al cobre aumenta cuando la concentración disponible de algunos metales, principalmente el molibdeno, aumenta de manera proporcional. Por otro lado, el molibdeno puede volverse tóxico cuando se encuentra disponible en ausencia del cobre.

El cobre puede ser altamente tóxico para las plantas acuáticas y para los animales cuando se encuentra presente en la forma iónica; sin embargo, será mucho menos tóxico cuando se encuentra presente en el agua, limitado a la forma orgánica. El cobre, inclusive en concentraciones consideradas bajas (de 0,02 a 0,08 ppm) en el agua, puede ser letal para diferentes especies de peces. La concentración de 1 ppm de cobre en aguas de irrigación es considerada como valor límite para el uso continuo.

Como el zinc y otros metales, la toxicidad del cobre dispuesto en el suelo, también es influenciada por el pH y por la cantidad de materia orgánica contenida en el mismo. El cobre es menos rápidamente

desplazado para la planta que el zinc, y puede acumularse en altas concentraciones en las raíces. En los cereales, por ejemplo, el metal restringe el crecimiento de las raíces, produciendo múltiples ramificaciones hinchadas. Pese a que el elemento pueda ser absorbido y concentrado en los sistemas radiculares, el cobre no es transportado en altas concentraciones hacia la parte aérea de las plantas.

O cobre se mueve lentamente en el suelo, como un complejo orgánico, y permanece en la superficie del mismo. Los suelos con concentraciones representativas de cobre pueden ser descontaminados con la adición de cal, manteniendo el pH por encima de 6,5. La contaminación de los suelos por cobre es rara, excepto cuando se realiza la disposición de efluentes de actividades agrícolas, donde el elemento es ampliamente utilizado como fungicida.

3.2.3.7. Cromo

El cromo es utilizado en la industria metalúrgica, en la industria química como agente oxidante y en la producción de compuestos utilizados en pinturas, explosivos, tinturas, cerámicas y papeles. También está presente en algunos fertilizantes y pesticidas, en sistemas de extinción de incendios y en serpentinas de sistemas de calentamiento y refrigeración.

El metal se distribuye casi que igualmente por todos los tejidos del cuerpo, con excepción del pulmón, que contiene de dos a tres veces la concentración de los otros tejidos.

Los síntomas característicos del envenenamiento por la exposición aguda al cromo son: vómito, diarrea, diátesis hemorrágica y pérdida de sangre en el tracto gastrointestinal, causando shock cardiogénico. Entre los efectos de la intoxicación por exposición crónica al cromo se incluyen cambios en la piel y en la membrana mucosa, dermatitis alérgicas y efectos bronco-pulmonares. Los órganos normalmente afectados incluyen: hígado, riñón, tracto gastrointestinal y sistema

circulatorio. Algunos estudios epidemiológicos relatan casos de desarrollo de cáncer en el pulmón.

3.2.3.8. Arsénico

El arsénico elemental y los compuestos de arsénico se encuentran ampliamente distribuidos en la naturaleza. El arsénico es un contaminante común del carbón y de muchos minerales, sobre todo del cobre, plomo, zinc. Las dos mayores fuentes de arsénico industrial son las industrias que queman carbón y las fundiciones.

Las formas químicas del arsénico de importancia toxicológica son el arsénico elemental, el arsénico inorgánico, los arsénicos orgánicos y el gas arsano (AsH_3). Las formas tóxicas importantes del metal son el arsénico trivalente y el gas arsano.

El arsénico es utilizado en pigmentos, en productos medicinales, en la industria de vidrio y en la aleación de plomo y cobre. Algunos compuestos, como arsenito de sodio, son utilizados como pesticidas. También es utilizado en semiconductores.

El átomo del arsénico existe tanto en forma elemental como en estado de oxidación trivalente o pentavalente. La toxicidad de determinado compuesto arsenical depende de la velocidad con la cual el mismo es eliminado del organismo, o sea, del grado en que el mismo se acumula en los tejidos. Como una regla, los arsenicales orgánicos son eliminados más rápidamente que las formas orgánicas del metal.

Se sabe que el arseniato es capaz de desconjugar la fosforilación oxidativa de las mitocondrias. Se piensa que el mecanismo esté relacionado con la sustitución competitiva del arseniato por el fósforo inorgánico, con la formación de un éster arseniato inestable, el cual es rápidamente hidrolizado.

La absorción de los arsenicales depende principalmente del estado físico del compuesto. Si estuviese en forma particulada es menos

tóxico, porque es eliminado a través de las heces, antes de disolverse. Las sales arseniosas son más hidrosolubles, y son mejor absorbidas que el óxido. Los arsenicales orgánicos usados en medicina varían, en lo que se refiere a su absorción a través de la pared gastrointestinal. Algunos de esos compuestos son bien absorbidos, y se usan por vía oral en el tratamiento de procesos infecciosos sistémicos; otros, cuya absorción es limitada, se usan con buenos resultados en el combate a las parasitosis intestinales.

El arsénico es almacenado principalmente en el hígado, en los riñones, corazón y pulmones. Cantidades mucho menores existen en los músculos y en el tejido nervioso. Elevados niveles de arsénico se encuentran en las uñas y cabellos. La acumulación de arsénico en los cabellos comienza dos semanas después de la administración, y el arsénico permanece allí durante muchos años. Se acumula también en los huesos y dientes, y permanece retenido por muchos años. El arsénico atraviesa la barrera placentaria con facilidad. Los niveles de arsénico encontrados en la sangre del cordón umbilical son idénticos a los niveles de la sangre materna. Se sabe muy poco en relación a las transformaciones biológicas de los arsenicales en el organismo humano.

3.2.3.9. Boro

El boro es utilizado en la producción de vidrio de borosilicato, como componente de esmalte, antioxidante de soldaduras, industrias fotográficas, cosméticas, de coro, textiles, y de procesamiento de madera. Además de ello también es utilizado en la preparación de desinfectantes y remedios. El bórax, principal compuesto de boro, es usado como un compuesto de limpieza y puede ocurrir en efluentes domésticos y/o industriales. El boro elemental es utilizado en metalurgia para el endurecimiento de metales, en reactores nucleares para absorción de neutrones, y en la agricultura, en pequeñas cantidades, para aumentar la producción.

El boro en alimento o administrado como borato (bórax) o ácido bórico es rápidamente y casi completamente absorbido. Más de 93% de una

única dosis oral de 750 mg de ácido bórico administrado en hombres fueron recuperados en la orina en 96 h (Hirata, 1997). La absorción por la piel es baja, pero aumenta mucho cuando la piel está lastimada.

Después de repetidas administraciones de bórax o ácido bórico en ratones y perros, hubo inhibición en el crecimiento, cambio en el peso y atrofia testicular.

En hombres la dosis letal dermatológica es de 8600 mg/kg de peso corporal. La vía oral causa envenenamiento con 640 mg/kg de peso. Los síntomas son alteraciones gastrointestinales, erupciones en la piel, alteraciones del sistema nervioso y depresión.

Removido apenas hasta límites reducidos por las plantas y, en terrenos arcillosos, por absorción, el boro es esencial para el crecimiento de las plantas, con rendimiento óptimo en la productividad en concentraciones cercanas a pocos décimos de mg/L en solución nutriente, y tóxico para algunas plantas más sensibles en concentraciones de 1 mg/L en el suelo, como por ejemplo *Citrus*. Por otro lado, existen gramíneas relativamente tolerantes, inclusive en concentraciones de 2,0 a 10,0 mg/L.

3.2.3.10. Síntesis de las fuentes de contaminación y de los efectos de los metales pesados

El Cuadro 3.2 sintetiza las principales fuentes de contaminación de algunos metales pesados y sus efectos sobre la salud humana.

Cuadro 3.2. Síntesis de las fuentes de contaminación y efectos sobre la salud humana de los metales más frecuentes en el medio ambiente.

Metal	Fuente de contaminación	Efectos sobre la salud
Cadmio [1]	Harinas refinadas, cigarrillo, materiales odontológicos, industria de acero, efluentes gaseosos industriales, fertilizantes, pesticidas, fungicidas, café y té tratados con agro tóxicos, materiales cerámicos, frutos del mar, harina de hueso, soldadura, fundición y refinación de metales como zinc, plomo y cobre. Derivados de cadmio se utilizan en pigmentos y pinturas, baterías, procesos de galvanoplastia, acumuladores, estabilizadores de PVC, reactores nucleares.	Es cancerígeno, provoca aumento de la presión arterial y aumento del tamaño del corazón. Disminución de la inmunidad. Aumento de la próstata. Debilitamiento óseo. Dolores en las articulaciones. Anemia. Enfisema pulmonar. Osteoporosis. Pérdida de olfato, Disminución del desempeño sexual.
Plomo [2]	Baterías de automóviles, pinturas, combustibles, vegetales tratados con agrotóxicos, hígado bovino, alimentos enlatados, cigarrillos, pesticidas, tinturas para cabello, gasolina que contiene plomo, papel de periódico y anuncios en colores, fertilizantes, cosméticos, contaminación del aire.	Irritabilidad y agresividad, indisposición, dolores de cabeza, convulsiones, fatiga, sangramiento en las encías, dolores abdominales, náuseas, debilidad muscular, pérdida de memoria, insomnio, pesadillas, accidente cerebrovascular, alteraciones de inteligencia, osteoporosis, enfermedades renales, anemia, problemas de coagulación. Afecta el sistema digestivo y reproductor, y es agente teratogénico (que produce mutación genética).
Mercurio[3]	Termómetros, pesticidas y agrotóxicos, amalgama para odontología, agua, minería, extracción minera de oro, pulidores, ceras, joyas, pinturas, azúcar, tomate y pescado contaminados, explosivos, lámparas fluorescentes de mercurio, cosméticos, producción y entrega de productos derivados de petróleo, células de electrólisis de sal para producción de cloro.	Depresión, fatiga, temblores, síndrome de pánico, parestesias, descontrol motor, caminar lateral, dificultad del habla, pérdida de memoria, pérdida del desempeño sexual, estomatitis, dientes sueltos, dolor y parálisis de extremidades, dolor de cabeza, anorexia en niños, alucinaciones, vómitos, dificultades de masticación, sudoración y pérdida de la sensación de dolor.
Níquel	Utensilios de cocina, baterías níquel-cadmio, joyas, cosméticos, aceites hidrogenados, trabajadores de cerámica, permanentes (para cabello) a frío, soldaduras.	Cancerígeno, puede causar: dermatitis de contacto, gingivitis, erupciones en la piel, estomatitis, mareos, dolores articulares, osteoporosis y fatiga crónica.

Metal	Fuente de contaminación	Efectos sobre la salud
Zinc [4]	Metalurgia (fundición y refinación), industrias recicladoras de plomo.	Sensaciones como paladar endulzado y sequedad en la garganta, tos, debilidad, dolor generalizado, erizado de la piel, fiebre, náusea, vómito.
Cromo	Curtiembres de cueros, galvanoplastias.	Dermatitis, úlceras cutáneas, inflamación nasal, cáncer de pulmón y perforación del tabique nasal.
Arsénico	Aceites combustibles, pesticidas y herbicidas, metalúrgicas, plantas marinas y frutos del mar.	Trastornos gastrointestinales, espasmos músculo-viscerales, náuseas, diarreas, inflamaciones de la boca y garganta, dolores abdominales.
Aluminio	Agua, quesos fundidos, harina de trigo blanca, ollas de aluminio, cosméticos, antiácidos, pesticidas y antitranspirante, fermento de pan, sal.	Constipación intestinal, pérdida de energía, cólicos abdominales, hiperactividad infantil, pérdida de memoria, dificultad de aprendizaje, osteoporosis, raquitismo y convulsiones. Enfermedades relacionadas: Alzheimer y Parkinson.
Bario	Agua contaminada, agrotóxicos, pesticidas y fertilizantes.	Hipertensión arterial, enfermedades cardiovasculares, fatiga y desánimo.

Fuentes: http://www.rossetti.eti.br; http://www.greenpeace.org.br

[1] Minerales de zinc constituyen la principal fuente de cadmio. Este elemento se obtiene durante los procesos electrolíticos de fundición utilizados para refinación de zinc y otros metales. Todos los concentrados de zinc presentan como constituyente de 0,1 a 0,3% de cadmio. A pesar de que su uso en la industria ha aumentado en los últimos 50 años, la elevada toxicidad del cadmio ha restringido su uso, tanto en las aplicaciones ya existentes, como en el desarrollo de nuevas tecnologías.

[2] Los infantes son especialmente vulnerable a los efectos del plomo. Inclusive en cantidades relativamente pequeñas de plomo pueden causar reducción permanente de la inteligencia en niños, resultando en desórdenes para lectura, trastornos psicológicos y retraso mental. Otros efectos en niños incluyen enfermedades en los riñones y artritis.

[3] La minería contribuye con 50% y el resto proviene de actividades industriales (catálisis, fabricación de equipos eléctricos, pintura, fabricación de pesticidas).

[4] La mayor parte dos efectos tóxicos del zinc se relaciona a su combinación con otros metales pesados y a la contaminación durante los procesos de extracción y concentración del zinc. Las cenizas del metal nunca son completamente puras, pudiendo estar mezcladas con otros metales como cadmio y mercurio.

El Cuadro 3.3 presenta una síntesis de las concentraciones típicas de los metales más comunes, encontrados en algunos ambientes, así como la forma predominante y las principales fuentes de contaminación del suelo.

Cuadro 3.3. Concentraciones típicas de los metales más comunes encontrados en algunos ambientes, así como la forma predominante y las principales fuentes de contaminación del suelo

Ambiente	Concentración (mg/kg)						
	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
Corteza terrestre	0,2	100	35	1000	75	13	70
Mamíferos	0,05-130	0,03-2,0	220-196	0,21-3,8	0,01-6	0,2-36	13-210
Dieta humana	0,6	0,05	2-5	3-9	0,3-0,5	0,3-0,4	10-15
Toxicidad en la dieta humana	3	200	250-500	nd	nd	nd	nd
Formas predominantes en aguas naturales	Cd^{2+}	Cr^{3+}	Cu^{2+} y complejos	Mn^{2+}	Ni^{2+}	Pb e $Pb(OH)^{+}$	Zn^{2+}
Principales fuentes de contaminación de los suelos	M, L	A, Me, L	A, I, L	I	A, I, L	M, I, L	A, L

Fuente: Assunção y Sigolo (1997) apud Helou (2000)

M = minería; L = lodo de PTARs; A = agricultura; Me = metalurgia; I = industria
n.d. = no detectado

3.2.4. Metales pesados y el lodo de aguas residuales

En las aguas residuales, la presencia de metales está asociada, principalmente, a los efluentes de las siguientes industrias, vertidos en las redes colectoras del alcantarillado urbano, en orden decreciente:

- galvanoplastia
- industrias químicas (formulación de compuestos orgánicos, curtiembres, industrias farmacéuticas)
- industrias metálicas (fundiciones)

- industrias químicas (formulación de compuestos inorgánicos, lavanderías, industria de petróleo, formulación de colorantes y pigmentos)

El Cuadro 3.4 presenta los principales metales pesados encontrados en los lodos sanitarios provenientes de actividades industriales.

Cuadro 3.4. Fuentes de generación de los principales metales encontrados en lodos de aguas residuales

Metal	Principales fuentes industriales de contaminación
Cadmio	Productos de minerales no metálicos: vidrio, cemento y productos de concreto; productos metalúrgicos: hierro, acero y galvanoplastias; fundiciones; productos mecánicos; componentes eléctricos y electrónicos; industria de la madeira: mobiliario; caucho; industria química: de anhídrido ftálico, de acetilación de celulosa, de carboxilación de benceno, de condensación/polimerización de fenol/formaldehido y de anilina/formaldehido, de elementos y compuestos químicos inorgánicos, de colorantes y pigmentos, de pinturas y barnices, de jabones y detergentes; productos farmacéuticos; industria textil; material fotográfico; plásticos.
Cobre	Productos de minerales no metálicos: vidrio, cemento y productos de concreto; productos metalúrgicos: galvanoplastias, metales no ferrosos y fundiciones; productos mecánicos; componentes eléctricos y electrónicos; industria de la madera, mobiliario; cueros, pieles y productos similares; industria química: (a) cloración directa de benceno, de tolueno, de 1,4-diclorobenceno, de nitrobenceno, de anhídrido ftálico, de metano, de etileno, de propileno, etc; (b) acetilación de celulosa/anhídrido acético; (c) craqueo de gas licuado de petróleo, de nafta/gas aceite, de nafta/gas licuado de petróleo; (d) extracción/destilación de pirólisis-gasolina; e) elementos y compuestos químicos inorgánicos; adhesivos; industria de petróleo; plásticos, productos de materiales plásticos; pinturas y barnices; jabones y detergentes; cosméticos y fragancias; textil; hospitales; lavanderías; conductos para transporte de agua caliente.

Metal	Principales fuentes industriales de contaminación
Zinc	Productos de minerales no metálicos: vidrio, cemento y productos de concreto; productos metalúrgicos: hierro y acero, galvanoplastias, metales no ferrosos y fundiciones; productos mecánicos; componentes eléctricos y electrónicos; mobiliario; caucho; cueros, pieles y productos similares; diversas industrias químicas; adhesivos; explosivos; industria del petróleo; aceites y ceras; pesticidas; plásticos; productos de materiales plásticos; pinturas y barnices; jabones y detergentes; productos farmacéuticos; cosméticos y fragancias; textil; hospitales; lavanderías; productos farmacéuticos; material fotográfico.
Níquel	Productos de minerales no metálicos: vidrio, cemento y productos de concreto; productos metalúrgicos: hierro y acero, galvanoplastias, metales no ferrosos; productos mecánicos; componentes eléctricos y electrónicos; mobiliario; cueros, pieles y productos similares; diversas industrias químicas; colorantes y pigmentos; explosivos; plásticos; productos de materiales plásticos; pinturas y barnices; jabones y detergentes; productos farmacéuticos; cosméticos y fragancias; textil; lavanderías; material fotográfico.
Mercurio	Productos metalúrgicos: galvanoplastias, metales no ferrosos; componentes eléctricos y electrónicos; productos farmacéuticos, fungicidas, aparatos eléctricos y electrónicos; mobiliario; papel y cartón; diversas industrias químicas; adhesivos; explosivos; fertilizantes; pesticidas; plásticos; productos de materiales plásticos; pinturas y barnices; productos farmacéuticos; textil; hospitales; laboratorios; material fotográfico.
Cromo	Productos de minerales no metálicos: vidrio, cemento y productos de concreto; productos metalúrgicos: hierro y acero, galvanoplastias, metales no ferrosos y fundiciones; productos mecánicos; componentes eléctricos y electrónicos; industria de madera; mobiliario; cueros, pieles y productos similares; diversas industrias químicas; adhesivos; colorantes y pigmentos; fertilizantes; industria del petróleo; aceites y ceras; plásticos; productos de materiales plásticos; pinturas y barnices; jabones y detergentes; productos farmacéuticos; cosméticos y fragancias; textil; material fotográfico.

Metal	Principales fuentes industriales de contaminación
Plomo	Productos de minerales no metálicos: vidrio, cemento y productos de concreto; productos metalúrgicos: hierro y acero, galvanoplastias, metales no ferrosos; productos mecánicos; componentes eléctricos y electrónicos; mobiliario; caucho; cueros, pieles y productos similares; diversas industrias químicas; adhesivos; colorantes y pigmentos; explosivos; industria del petróleo; aceites y ceras; plásticos; productos de materiales plásticos; pinturas y barnices; jabones y detergentes; productos farmacéuticos; cosméticos y fragancias; textil; hospitales; lavanderías; material fotográfico; escurrimiento pluvial de vías públicas; canalizaciones.
Arsénico	Productos metalúrgicos: metales no ferrosos; componentes eléctricos y electrónicos; industria de la madera; mobiliario; diversas industrias químicas; industria del petróleo; aceite y ceras; pesticidas; plásticos; pinturas y barnices; productos farmacéuticos; textil; hospitales; laboratorios; lavanderías.
Selenio	Productos de minerales no metálicos: vidrio, cemento y productos de concreto; productos metalúrgicos: hierro y acero, metales no ferrosos; componentes eléctricos y electrónicos; mobiliario; caucho; diversas industrias químicas; colorantes y pigmentos; pinturas y barnices; textil; material fotográfico.

Fuente: ADEME (1998); Morita (1993), Fernandes y Silva (1999)

3.2.5. Potencial de remoción de metales pesados en los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales

Las aguas residuales sanitarias, debido a la formación de CO_2 y CH_4 por la acción de microorganismos, se presentan como un ambiente reductor. Es justamente este estado que definirá en cuales formas determinado constituyente se irá a manifestar. Por ejemplo, cuanto más alcalino sea el medio, más compuestos insolubles de plomo se presentarán, y por lo tanto la concentración de dicho elemento en el efluente líquido será menor. De esta forma, la concentración de plomo en el lodo será tanto mayor como más alcalino sea el medio. Los compuestos metálicos se comportan de manera similar al plomo. Por lo tanto, dependiendo de la operación de un sistema de tratamiento, se puede direccionar los metales para la fase líquida o sólida.

Además de ello, la presencia de otros metales y cianuro puede tener efecto sinérgico o antagónico. Ejemplo de eso es el aumento de la toxicidad del cobre en presencia de cianuro. Por otro lado, la presencia de agentes quelantes, tales como EDTA-4 y HEDTA-3, pueden reducir la toxicidad de metales bivalentes, a través de un proceso de reacciones de complejación. Sin embargo, la presencia de sulfatos puede resultar en la precipitación de sulfatos metálicos reduciendo así la toxicidad.

El Cuadro 3.5 sintetiza los rangos de remoción de metales en diversos sistemas de tratamiento de aguas residuales encontrados en la literatura.

Cuadro 3.5. Remoción de metales en relación al tipo de proceso biológico de tratamiento de efluentes

Remoción de metales por procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales					
Contaminante	**Proceso de tratamiento**	**% remoción**	**Concentración afluente (μg/L)**	**Concentración efluente (μg/L)**	**Referencias**
Arsenio	Lodos activados Laguna aireada	20-98 99	- -	d.l.d – 160 nd - 20	E.P.A (1980) E.P.A (1980)
Cadmio	Primario Filtro biológico Lodos activados Laguna aireada Laguna facultativa	7 28 24 - 32	- 25 +/- 23 25 +/- 23 25 +/- 23 25 +/- 23	- 18 +/- 14 19 +/- 17 - 17 +/- 9	Antony apud Helou(2000) Hannah et al (1986) Hannah et al (1986) Hannah et al (1986) Hannah et al (1986)
	Lodos activados Laguna aireada	0 – 99 97	- -	d.l.d – 13 2	E.P.A (1980) E.P.A (1980)
Plomo	Primario Filtro biológico (M) Lodos activados (M) Laguna aireada (M) Laguna facultativa (M)	20 48 6,5 58 50	- 165 +/- 168 165 +/- 168 165 +/- 168 165 +/- 168	- 86 +/- 79 58 +/- 75 70 +/- 76 82 +/- 110	Antony apud Helou(2000) Hannah et al (1986) Hannah et al (1986) Hannah et al (1986) Hannah et al (1986)
	Lodos activados Laguna aireada	10 – 99 80 – 99		Nd – 120 Nd – 80	E.P.A (1980) E.P.A (1980)
Cobre	Primario Filtro biológico (M) Lodos activados (M) Laguna aireada (M) Laguna facultativa (M)	18 60 82 74 79	- 345 +/- 119 345 +/- 119 345 +/- 119 345 +/- 119	- 137 +/- 77 61 +/- 40 89 +/- 61 71 +/- 46	Antony apud Helou(2000) Hannah et al (1986) Hannah et al (1986) Hannah et al (1986) Hannah et al (1986)
	Lodos activados Laguna aireada	2 – 99 26 - 94	- -	d.l.d – 170 7 – 110	E.P.A (1980) E.P.A (1980)

Remoción de metales por procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales					
Contaminante	**Proceso de tratamiento**	**% remoción**	**Concentración afluente (μg/L)**	**Concentración efluente (μg/L)**	**Referencias**
Cromo	Primario Filtro biológico (M) Lodos activados (M) Laguna aireada (M) Laguna facultativa (M)	16 52 82 71 79	- 221 +/- 88 221 +/- 88 221 +/- 88 221 +/- 88	- 107 +/- 130 40 +/- 18 65 +/- 106 46 +/- 34	Antony apud Helou(2000) Hannah et al (1986) Hannah et al (1986) Hannah et al (1986) Hannah et al (1986)
	Lodos activados	5 – 98	-	d.l.d – 2000	E.P.A (1980)
Mercurio	Primario Lodos activados Laguna aireada	22 33-94 99	- - -	- nd – 0,9 0,1 – 1,6	Antony apud Helou(2000) E.P.A (1980) E.P.A (1980)
Níquel	Primario Filtro biológico (M) Lodos activados (M) Laguna aireada (M) Laguna facultativa (M)	6 30 43 35 43	- 141 +/- 93 141 +/- 93 141 +/- 93 141 +/- 93	- 98 +/- 68 61 +/- 45 91 +/- 50 81 +/- 59	Antony apud Helou(2000) Hannah et al (1986) Hannah et al (1986) Hannah et al (1986) Hannah et al (1986)
	Lodos activados Laguna aireada	0-99 0-50	- -	nd – 400 5 - 40	E.P.A (1980) E.P.A (1980)
Selenio	Laguna aireada	50 - 99	-	nd - 200	E.P.A (1980)
Zinc	Primario Lodos activados Laguna aireada	26 0 – 92 34 - 99	- - -	- d.l.d. – 38000 49 - 510	Antony apud Helou(2000) E.P.A (1980) E.P.A (1980)

d.l.d – debajo del límite de detección nd - no detectado M – municipal

Fuente: Morita (1993)

Para el caso de Brasil, los datos existentes son muy limitados. El Cuadro 3.6 presenta la remoción media de los metales pesados analizados en el proceso de tratamiento de la PTAR Barueri, estado de São Paulo (sistema de lodos activados), comparativamente con los datos previstos por la EPA.

Cuadro 3.6 - Remoción de metales pesados en la PTAR Barueri- São Paulo y datos suministrados por la EPA (1992)

Metales	Concentración (media ± desviación típica) (mg/L)		Remoción en el sistema primario (%)	Reducción media global (%)	
	Afluente PTAR Barueri	Efluente PTAR Barueri	PTAR Barueri (promedio ± desviación típica)	PTAR Barueri (promedio ± desviación típica)	Datos de la EPA
Cd	4 ± 1,26	3 ± 0,73	17 ± 22,5	41 ± 9,72	40
Pb	60 ± 33	27 ± 11	31 ± 14,17	51 ± 15,73	60
Cu	135 ± 57	29 ±17	44 ± 18,44	77 ± 12,02	80
Cr	111 ± 36,5	27 ± 11	34 ± 14,88	75 ± 8,68	75
Fe	-	-	-	71	-
Mn	-	-	-	31	-
Ni	114 ± 70	61 ± 16,4	31 ± 15,93	40 ± 18,13	30
Ag	-	-	-	61	-
Zn	566 ± 278	174 ± 65,5	43 ± 16,39	65 ± 18,17	70

Fuente: composición de tablas de Helou (2000)

La concentración de metales en el lodo es muy variable de un lugar para otro, teniendo en cuenta todos los diversos factores de influencia. El Cuadro 3.7 muestra algunos ejemplos de niveles de metales pesados observados en algunos lodos en Brasil. Ya se comentó que la calidad del efluente final de una planta de tratamiento está íntimamente vinculada a la calidad del afluente. Por lo tanto, para que los efluentes líquidos y los biosólidos puedan ser convenientemente destinados, se hace necesaria una caracterización del afluente y el establecimiento de los límites dentro de los cuales determinados constituyentes podrán ser aceptados. Dichos límites van a depender, tanto del destino final, como de los procesos de tratamiento existentes en la PTAR, ya que muchas veces los constituyentes presentan limitaciones de concentración inherentes al proceso.

Cuadro 3.7. Niveles de metales en algunos lodos de PTARs brasileras y restricciones de uso

Elemento químico	Concentración en mg/kg, base seca								
	PTAR Franca – São Paulo (lodos activados)	PTAR Barueri – São Paulo (lodos activados)	PTAR Suzano- São Paulo (lodos activados)	PTAR Norte – Brasilia, Distrito Federal (lodos activados)	PTAR Belém - Paraná (aireación prolongada)	PTAR-Norte Londrina – Paraná (UASB)	Concentración máxima permitida		
							USEPA	Estado de São Paulo	Estado de Paraná
Arsénico	< 0,006	5,3 a 68	33 a 202		-	-	75	75	-
Cadmio	0,06	7,6 a 20	2 a 7	<20	Nd	0,01	85	85	20
Plomo	2,94	101 a 152	187 a 273	50	123	101	840	840	750
Cobre	6,19	485 a 664	803 a 841	186	439	282	4300	4300	1000
Mercurio	4,0	0 a 1,6	15	4	1	-	57	57	16
Molibdeno	0,02	5 a 12	11		-	-	75	75	-
Níquel	0,38	211 a 411	269 a 390	2,5 a 5,2	73	29	420	420	300
Selenio	< 0,06	nd a 1,4	nd		-	-	100	100	-
Zinc	4,43	1800 a 2127	1793 a 2846	280 – 1500	824	1041	7500	7500	2500

Fuente: Adaptado de Sapia (2000); Fernandes y Silva (1999); Helou (2000)

USEPA: 40 CFR Parte 503

Tales limitaciones se refieren principalmente a la inhibición del crecimiento de microorganismos o a su acción tóxica sobre los mismos. Por lo tanto, para un determinado constituyente, se debe establecer la carga admisible, considerando tanto la inhibición del proceso como la calidad del efluente y del biosólido.

El vertimiento de determinada agua residual en la red pública colectora del alcantarillado sanitario tendrá impacto variable en la PTAR, dependiendo del factor de dilución, del contenido y tipo de contaminante, y del sistema de tratamiento implementado. Para ello, es necesario realizar simulaciones y a los límites encontrados se les debe aplicar un coeficiente de seguridad. De esa forma, se puede tomar decisiones en cuanto a la admisión de efluentes en la PTAR, pues las cargas detectadas, o sea, las obtenidas a través de análisis, pueden ser comparadas con los respectivos límites y, en caso de holgura, se puede evaluar la admisión de nuevas empresas en el sistema. En caso contrario, se debe verificar si algún proceso o etapa del proceso está siendo inhibida o si los efluentes y biosólidos se encuentran por

fuera de los estándares establecidos. En caso afirmativo, las fuentes industriales deben ser reevaluadas. La carga de constituyentes indeseables puede ser controlada solamente a través de las emisiones de fuentes industriales, ya que las aguas residuales domésticas no pueden sufrir restricciones en cuanto a su recepción en las plantas de tratamiento.

Helou (2000) realizó varias simulaciones para la PTAR Barueri, considerando diversos modelos computacionales y verificó que la fase sólida es la que determina los valores límites del afluente, pues esto ocurrió con Ni, Cr, Cu, Cd para el caso específico de dicha PTAR. Los otros metales monitoreados afectarían el proceso de digestión anaerobia, de acuerdo con la literatura; sin embargo, eso no estaba ocurriendo en la práctica. La explicación es que puede ser debido a los límites de inhibición conservadores adoptados por la literatura.

El ejemplo que se desarrollará a continuación únicamente tiene como objetivo mostrar que el nivel de metales pesados en las aguas residuales ejerce gran impacto en el lodo generado. No se consideró ninguna dilución o parámetros específicos de la PTAR, lo que lo hace no aplicable de manera más general.

***Ejemplo 3.1**. Considerando una PTAR que utiliza un sistema de lodos activados convencional y que el agua residual afluente contiene 0,2 mg/L de Cd y 0,01 mg/L de Hg, estimar la concentración de tales metales en el lodo, utilizando los datos de caudal y producción de lodo del Ejemplo 2.4.*

Datos:
Sistema de tratamiento: lodos activados convencional
Caudal: 9.820 m^3/d
Producción de lodo en base seca: 1.739 kg/día
Concentración de metales: Cd = 0,2 mg/L y Hg = 0,01 mg/L

Solución:

De acuerdo con el Cuadro 3.3, se puede adoptar una remoción de 24% de Cd y de 60% de Hg.

Por lo tanto, considerando que los metales removidos de la fase líquida, a través de mecanismos biológicos, químicos y físicos, serán concentrados en el lodo, basta hacer un balance de masas de dichos metales en el sistema para estimar los niveles de los metales. De esta forma se tiene:

a) Carga de metales en el agua residual afluente a la PTAR

Cd = 9.820.000 L/día x 0,2 mg/L = 1.964.000 mg/d
Hg = 9.820.000 L/día x 0,01 mg/L = 98.200 mg/d

b) Cantidad de metales retenidos en el lodo

Cd = 1.964.000 mg/día x 0,24 = 471.360 mg/d
Hg = 98.200 mg/día x 0,60 = 58.920 mg/d

c) Concentración de metales en el lodo producido en base seca

Como la producción de lodo en base seca es de 1.739 kg/d, se tiene las siguientes concentraciones de metales:

Cd = 471.360/1.739 = 271 mg/kg
Hg = 58.920/1.739 = 33,9 mg/kg

d) Comentarios

El ejemplo tiene un objetivo didáctico y no puede ser generalizado, pues el cálculo previsto de las concentraciones de metales en el lodo solamente puede ser realizado con datos específicos de la PTAR en cuestión.

Como comentarios generales de los resultados obtenidos, se observa que para este caso, los niveles de Cd y Hg en el lodo estarían por encima de los límites fijados por la Instrucción Normativa del Instituto Ambiental del estado de Paraná (IAP), lo que haría que el lodo sea inapropiado para el reciclaje agrícola, en dicho estado (valores límites Cd=20 mg/L y Hg = 16 mg/kg).

Se observa que algunos metales tienden a concentrarse en el lodo en proporciones mucho mayores que otros (Cd=24% y Hg=60%); sin embargo, en ambos casos, inclusive en pequeñas concentraciones en la fase líquida (Cd= 0,2 y Hg = 0,01mg/L), se presentan en concentración significativa en la masa seca de lodo (Cd=271 mg/kg y Hg = 33,9 mg/kg).

Este hecho resalta un problema operacional importante, que es el límite de detección y precisión de los métodos analíticos convencionales utilizados en los laboratorios de monitoreo, pues muchas veces los metales no serían detectados de forma precisa en la fase líquida debido a la baja concentración estipulada para su vertimiento en redes colectoras del alcantarillado sanitario.

Una medida preventiva seria exigir un tratamiento eficaz para la remoción de metales pesados de los efluentes industriales que reconocidamente generan efluentes contaminados, antes de su vertimiento en la red del alcantarillado sanitario.

Para el caso de la legislación brasilera cabe mencionar que es muy clara al afirmar que todo generador de residuos es responsable por su tratamiento y destino final. Además de ello, la filosofía "end of pipe" *es contraria a cualquier principio de gestión ambiental moderna, que preconiza la segregación de los componentes tóxicos en los puntos de origen y no su diseminación en el medio.*

Tales hechos, asociados a la complejidad de los modelos de previsión del impacto causado por determinada carga contaminante en el sistema de tratamiento de aguas residuales, así como la dificultad de monitoreo y control efectivo de los niveles de contaminantes vertidos en la red colectora, son argumentos suficientes para que se realice la exigencia rígida para el tratamiento previo de efluentes industriales tóxicos, antes de ser dispuestos en redes de colecta de aguas residuales del alcantarillado sanitario.

3.3. AGENTES PATÓGENOS PRESENTES EN EL LODO

3.3.1. Preliminares

Los microorganismos encontrados en el lodo pueden ser saprófitos, comensales, simbiontes o parásitos. Solamente la última categoría es patógena y capaz de causar enfermedades en el hombre y en los animales. Entre los organismos patógenos, cinco grupos pueden estar presentes en el lodo: (a) helmintos, (b) protozoarios, (c) hongos, (d) virus y (e) bacterias.

El origen de estos agentes patógenos puede ser de procedencia humana, lo que refleja directamente el nivel de salud es la población y las condiciones de saneamiento básico de cada región. También puede ser de procedencia animal, cuyos residuos son eliminados a través de la red del alcantarillado sanitario (ej: heces de perros y gatos), o entonces por la presencia de animales en la red del alcantarillado, principalmente roedores.

En relación a los patógenos presentes en el lodo, estudios epidemiológicos han mostrado que tanto las bacterias, virus, huevos de helmintos como los quistes de protozoarios representan riesgos para la salud humana y animal. Dichos riesgos se dividen así:

- A la alta frecuencia de parasitismo encontrada en la población en diferentes partes del mundo,
- Al largo tiempo de sobrevivencia en el medio externo para los helmintos (huevos de *Ascaris* sp. pueden sobrevivir hasta por siete años),
- A la dosis infectante (un huevo o quiste es suficiente para infectar al hospedero).

La cantidad de patógenos presentes en el agua residual de una determinada localidad es bastante variable y depende de:

- condiciones socioeconómicas de la población,
- condiciones sanitarias,
- región geográfica,
- presencia de industrias agroalimenticias,
- tipo de tratamiento a que fue sometido el lodo.

La población de patógenos en el agua residual también es variable de acuerdo con las condiciones anteriormente citadas. Sin embargo, esta concentración sufre influencia de los métodos de tratamiento a que los que fue sometido el lodo (ver Capítulos 2 y 6). Los procesos de tratamiento del agua residual concentran, en el lodo, la mayor carga de microorganismos contenidos inicialmente en el afluente. En la fase de separación, los microorganismos se adhieren a partículas sólidas de los sedimentos. De esa manera, puede encontrarse la misma población inicial; sin embargo, dichos agentes patógenos están más concentrados. Otro factor a ser considerado es el porcentaje de tales patógenos presentes aunque inviables, pues los procesos de tratamiento son capaces de desnaturalizarlos; o sea que estos organismos pierden su infectividad.

A continuación se describen los agentes patógenos susceptibles de ser encontrados en el agua residual, y principalmente en el lodo.

3.3.2. Huevos de helmintos y quistes de protozoarios presentes en el lodo

Los principales parásitos (huevos, larvas o quistes) que pueden encontrarse en el lodo y los síntomas que eventualmente pueden causar en el hombre o en los animales se presentan en el Cuadro 3.8.

Cuadro 3.8. Principales parásitos cuyos huevos (helmintos) o quistes (protozoarios) pueden encontrarse en el lodo o en el agua residual, hospederos normales y accidentales, y enfermedades causadas en dichos hospederos

Grupo	Parásito	Hospedero	Síntomas principales
Nematodos	*Ascaris lumbricoides*	Hombre	Alteraciones digestivas, vómito, dolor abdominal
	Ascaris suum	Porcinos	Alteraciones digestivas y nutricionales, adelgazamiento, tos, fiebre
	Ancylostoma duodenale	Hombre	Anemia, adelgazamiento
	Necator americanus	Hombre	Anemia, adelgazamiento
	Trichuris trichiura	Hombre	Diarrea, anemia, pérdida de peso, dolor abdominal
	Toxocara canis	Perros, Hombre	Adelgazamiento, diarrea, fiebre, malestar abdominal, síntomas neurológicos (larva migrans visceral)
	Trichostrongylus axei	Bovinos, equinos, Hombre	Gastritis, úlcera gástrica
Cestodos	*Taenia solium*	Hombre, porcinos	Alteraciones digestivas, insomnio, anorexia, dolor abdominal, disturbios nerviosos, irritación, adelgazamiento
	Taenia saginata	Hombre, bovinos	Alteraciones digestivas, insomnio, anorexia, dolor abdominal/ adelgazamiento
	Hymenolepis nana	Hombre, artrópodos	Diarrea, señales nerviosas
	Hymenolepis diminuta	Roedores, artrópodos	Alteraciones digestivas
	Echinococcus granulosus	Perros, ovinos, Hombre	Alteraciones digestivas, hepáticas y pulmonares

Grupo	Parásito	Hospedero	Síntomas principales
Protozoarios	*Entamoeba histolytica*	Hombre	Enteritis aguda
	Giardia lamblia	Hombre, perros, gatos	Diarrea, pérdida de peso
	Toxoplasma gondii	Gatos, Hombre, mamíferos y aves	Alteraciones del sistema nervioso, coriorretinitis
	Balantidium coli	Hombre, porcinos	Alteraciones digestivas
	Cryptosporidium	Hombre, bovinos	Gastroenteritis

Fuente: Thomaz Soccol *et al* (2000)

Entre los helmintos patógenos, *Taenia solium* merece destaque por ser una zoonosis de alta incidencia en América Latina. Durante su ciclo evolutivo ella puede afectar al hombre (hospedero definitivo) y animales (los porcinos son los hospederos intermediarios). Sin embargo, el hombre al ingerir huevos de este parásito, puede actuar como hospedero intermediario, en él la larva pasa a instalarse en el cerebro, en los ojos o en la musculatura. La localización cerebral causa graves trastornos neurológicos, siendo éste uno de los graves problemas de salud pública en los países en vías de desarrollo.

Ascaris lumbricoides es un nematodo parásito del intestino delgado del hombre. El hospedero se contamina principalmente por la tierra con huevos. Los parásitos adultos, en el intestino, son responsables por alteraciones digestivas (tales como cólicos abdominales, falta de apetito, diarrea y vómitos), alteraciones nerviosas (causadas por productos de secreción y excreción del parásito). Las señales nerviosas más comunes consisten en agitación nocturna, irritabilidad, existiendo inclusive registros de casos de epilepsia. Es un parásito cosmopolita que presenta la mayor incidencia en la población, que para el caso de Brasil puede variar entre el 2 y el 80%, de acuerdo con la región de dicho país, y la clase social de la población (Castro et al., 2000).

Las Figuras 3.1 a 3.5 ilustran huevos de helmintos y quistes de protozoarios presentes en aguas residuales y en el lodo sanitario.



Fig. 3.1. *Toxocara canis* (parásito del intestino delgado de perros)



Fig. 3.2. Larva de nematodo de vida libre encontrado en el suelo

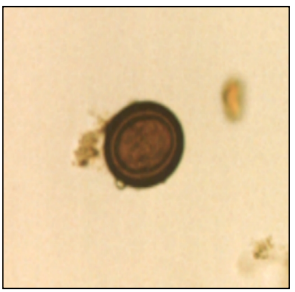


Figura 3.3. Huevo de *Taenia* sp

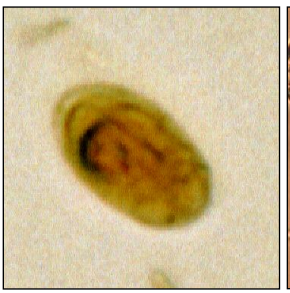


Figura 3.4. Quiste de *Giardia lamblia*



Figura 3.5. Huevo de Toxocara con larva

Son diversas las vías por medio de las cuales el hombre o los animales pueden infectarse. La vía oral es la más importante desde el punto de vista epidemiológico, aunque no pueden ser descartadas otras vías como la inhalación. La infección se da de forma: (a) directa, al ingerir o manipular suelo o vegetales con huevos de helmintos viables o (b) por vía indirecta, con: a ingestión de agua contaminada o el consumo de vegetales crudos plantados en suelo abonado con biosólido que contenga huevos o larvas de helmintos o quistes de protozoarios.

En cuanto a la dosis infectante, para huevos de helmintos y quistes de protozoarios tan solo un huevo o quiste es suficiente para infectar al hospedero (Cuadro 3.9).

Cuadro 3.9. Dosis mínima infectiva (DMI) para quistes de protozoarios y huevos de helmintos

Agente patógeno	**DMI**
Quistes de protozoarios	10^0-10^2
Huevos de helmintos	10^0-10^1

Fuente: OMS (1989)

3.3.3. Bacterias entéricas patógenas en el lodo

Las bacterias presentes en el lodo son de diferentes orígenes, como por ejemplo de la flora intestinal humana y animal, del suelo, del aire y del agua.

Pese a la frecuencia de enfermedades entero bacterianas transmitidas por lodo de aguas residuales sea baja, el aumento de la utilización de lodo para aplicaciones en el suelo puede potencializar el riesgo. El Cuadro 3.10 presenta los principales grupos de bacterias patógenas entéricas de mayor interés y que pueden representar riesgos para la salud humana y animal.

Cuadro 3.10. Bacterias presentes en lodo sanitario (lodo de sedimentación primaria)

Organismo	Enfermedad	Reservorio (en animales)
Salmonella paratyphi A, B, C	Fiebre paratifoidea	Mamíferos domésticos y silvestres, pájaros y tortugas
Salmonella typhi	Fiebre tifoidea	Mamíferos, aves domésticas y silvestres
Salmonella spp	Salmonelosis	Bovinos y otros animales
Shigella sonnei, S. flexneri, S. boydii, S. dysenteriae	Disentería	
Vibrio cholerae	Cólera	
Yersinia enterocolitica	Gastroenteritis	Aves domésticas e silvestres e mamíferos
Campyilobacter jejuni	Gastroenteritis	Animales domésticos, perros, gatos, aves
Escherichia coli	Gastroenteritis	Animales domésticos
Leptospira spp	Leptospirosis	Mamíferos domésticos y silvestres, ratones

Fuente: EPA (1992), ADEME (1998)

La transmisión de la mayoría de las bacterias entéricas se da por vía oral-fecal por el agua y alimentos. También es posible la inhalación de partículas que contienen patógenos. Esta forma de infección representa mayor riesgo para individuos que trabajan directamente con lodo, como es el caso de trabajadores de plantas de tratamiento de aguas residuales, transportadores y distribuidores (esparcidores) de lodo. Los agricultores que trabajan en el área también representan una población de riesgo. Algunas bacterias persisten en animales infectados que funcionan como reservorios. Varios factores elevan la posibilidad de transmisión de estos patógenos por la aplicación del lodo sanitario en jardines y cultivos de vegetales de hojas verdes. Tales factores son:

- persistencia de los patógenos en el lodo sanitario, inclusive después de ser tratado
- transmisión vía alimentos
- reservorio de los patógenos en poblaciones humanas y animales
- personas inmunológicamente debilitadas y la susceptibilidad de mujeres embarazadas.

Las aplicaciones en suelo agrícola de lodo anaerobiamente digerido que contiene bacterias puede no representar grandes riesgos para los agricultores, ya que la sobrevivencia de estos patógenos en pastizales es más corta que en el suelo, disminuyendo más rápidamente en las partes altas de las hojas de hierba, que en la región cercana a la superficie del suelo (Ottolenghi y Hamparian, 1987).

La dosis mínima infectante para bacterias puede variar de un agente patógeno para otro. Sin embargo, para bacterias en general, la dosis calculada es del orden de 10^2-10^6 (EPA, 1992). *Salmonella* spp. y *Shigella* spp. representan probablemente el mayor riesgo de infección, toda vez que estas son las bacterias patógenas más comúnmente encontradas en aguas residuales domésticas. Hay informaciones sobre dosis de bacterias infecciosas orales para *Salmonella* que pueden ser inferiores a 10^3 bacterias. Es importante resaltar que las bacterias son potencialmente fuentes de enfermedades epidémicas, por esta razón deben ser monitoreadas en los diversos procesos de tratamiento de aguas residuales.

3.3.4. Virus patógenos presentes en el lodo

Los virus están presentes en diferentes tipos de aguas residuales, y en lodos provenientes de diversos tipos de tratamiento. Su concentración es variable y depende de las condiciones de salud de la población de la cuenca contribuyente, del tipo de proceso de tratamiento al que es sometida el agua residual, así como del tipo de proceso de estabilización utilizado para el lodo.

Los virus afectan a los seres humanos y a los animales y pueden ser transmitidos a través del suelo, de alimentos, del agua, en aerosoles o en el polvo. La transmisión también puede darse por contacto con mucosas y por inhalación. Esta vía indirecta representa riesgo para los individuos que trabajan en plantas de tratamiento de aguas residuales, distribuidores de lodo y personas que manipulan productos líquidos, secos o pastosos derivados del lodo. Poblaciones que habitan ríos que tengan contacto con áreas de aplicación de lodo también estarán sujetas al riesgo. El Cuadro 3.11 lista los principales virus patógenos que pueden encontrarse en el lodo de origen doméstico.

Cuadro 3.11. Principales virus entéricos encontrados en lodo de origen doméstico y que pueden afectar la salud humana

Virus entéricos	Hospederos	Enfermedades
Virus de la hepatitis A y E	Hombre	Hepatitis infecciosa
Rotavirus	Hombre	Gastroenteritis
Enterovirus	Hombre	Meningitis, encefalitis, enfermedades respiratorias
Poliovirus	Hombre	Poliomielitis
Coxsackievirus	Hombre	Meningitis, neumonía
Echovirus	Hombre	Meningitis, parálisis
Astrovirus	Hombre	Gastroenteritis
Calicivirus	Hombre	Gastroenteritis
Reovirus	Hombre	Gastroenteritis, infecciones respiratorias

Fuente: ADEME, 1998

La infección por virus generalmente ocurre por vía directa, como la oral, por aspiración o ingestión de lodo. Indirectamente puede haber infección por ingestión de agua o alimentos contaminados con lodo que contenga patógenos. La dosis mínima infectante es del orden de 10^2 virus. Hay que considerar que el hombre o los animales pueden infectarse a partir de otras fuentes y que éstas pueden ser mucho más importantes que la utilización de lodo.

3.3.5. Carga de organismos patógenos presentes en el lodo

La cantidad de patógenos presentes en el lodo no es estática y puede variar en función del tiempo (mes, año, estación climática del año), del muestreo realizado y de otros aspectos. Los datos de la literatura muestran que en el lodo primario el número de huevos de helmintos presentes puede ser del orden de 10^3 a 10^4 o más, mientras que para virus el número puede variar entre 10 a 10^6 por kilogramo de materia seca. La mayoría de datos sobre carga patogénica provienen de países como Inglaterra, Estados Unidos, Francia o países del Este Europeo.

En lo que respecta a Brasil, son pocos los datos disponibles en la literatura reciente. Existen datos publicados en los estados de Paraíba (Ayres et al, 1994, König, 2000), Paraná (Thomaz Soccol et al, 1997), Espírito Santo (Fonseca et al, 2000) y Brasília (Luduvice, 2000). La comparación de resultados es muy difícil debido a la forma de expresión de los resultados (expresados en mililitro, gramo, kilogramo) y por la metodología de colecta del lodo (puntos de colecta) y de métodos de recuperación de los huevos, así como el tipo de lodo producido (reactor UASB u otro proceso). Ayres et al. 1994, quienes trabajaron en lagunas de estabilización en Campina Grande, estado de Paraíba-Brasil, observaron un mayor número de huevos de helmintos recuperados en colectas realizadas a una distancia de 7,5 m de profundidad. Se registró una cantidad de huevos de helmintos del orden de 40/g de MS (materia seca). Thomaz Soccol et al (1997), al trabajar con lodo proveniente de una planta de tratamiento aerobio (PTAR BELÉM- Curitiba, estado de Paraná, Brasil) observaron una variabilidad en el número de huevos de helmintos durante el año, en el rango de 1 a 3,2 huevos por gramo de MS. La reducción de la viabilidad de tales huevos también fue variable, de 40 a 83%. Por otro lado, en la planta de tratamiento Guarairuba, en la misma ciudad, el número de huevos fue de 76 por gramo de MS. Passamani et al (2000) encontraron 12 huevos de helmintos por gramo de materia seca en la PTAR Parque do Flamengo en Vitória, estado de Espírito Santo, Brasil. En São Paulo, los datos publicados por Tsutiya

(2000) indicaron valores de 0,31 y 0,25 huevos de helmintos por gramo de MS para los años 1993 y 1997, respectivamente, para la PTAR Barueri. En Brasilia, Luduvice (2000) relató la presencia de 16 huevos de helmintos por 100mL de lodo a 5%, para plantas de tratamiento de aguas residuales bajo la modalidad lodos activados.

La carga de agentes patógenos presentes en el lodo, además de ser variable entre una región y otra, depende también del proceso de tratamiento al que el agua residual haya sido sometida (Cuadro 3.12).

Cuadro 3.12. Concentración de agentes patógenos en lodo primario y lodo digerido

Agente patógeno	Tipo de lodo	Número de patógenos
Huevos de helmintos	Lodo primario	10^3-10^4/kg MS
	Lodo digerido	10^2-10^3/kg MS
	Lodo semideshidratado	10^1-10^3/kg MS
	Lodo de tratamiento aerobio, semideshidratado	10^2- $7{,}5.10^4$/kg MS
	Lodo anaerobio	$6{,}3.\ 10^3 - 1{,}5.10^4$/kg MS
Quistes de protozoarios	Lodo primario	$7{,}7.10^4$-3.10^6/kg MS
	Lodo digerido	3.10^4-$4{,}1.10^6$/kg MS
	Lodo deshidratado	7.10^1-10^2/kg MS
Bacterias	Lodo	10^1-$8{,}8.10^6$/kg MS
	Lodo PTAR Belém – estado de Pará, Brasil	10^8/kg MS
Virus	Lodo primario	$3{,}8.10^3$-$1{,}2.10^5$/l
	Lodo digerido	10^1-10^3/l
	Lodo biológico	10^1-$8{,}8.10^6$/kg MS

Fuente: Feix y Wiart (1998), Thomaz Soccol et al. (1997a,b ; 2000).

3.3.6. Implicaciones en la salud pública

El manejo y el empleo de lodo de aguas residuales de origen doméstico, para los más diversos fines, sin previo tratamiento de estabilización, y sin tratamientos de higienización, pueden posibilitar infecciones en el hombre y en los animales por agentes patógenos presentes en dicho lodo. Las vías de infección pueden ser oral o por inhalación. La exposición del hombre o de los animales a los agentes patógenos puede ser a través de contacto directo o por medios indirectos (Fig. 3.6 y 3.7):

Vía directa:

- Durante la dispersión del lodo, en el suelo, los individuos pueden inhalar o ingerir directamente partículas que contengan patógenos
- Por el manejo o consumo de vegetales crudos cultivados en suelo abonado con lodo no tratado
- Los animales también se pueden contaminar por vía directa y tener problemas clínicos o servir como reservorio de determinados agentes patógenos

Vía indirecta:

- Agua de consumo contaminada con lodo que contenga agentes patógenos
- Consumo de carne de animales que se hayan contaminado con huevos de helmintos (huevos de *Taenia*), permitiendo dar continuidad al ciclo biológico del parásito

A – VÍAS DIRECTAS DE EXPOSICIÓN DEL HOMBRE Y ANIMALES A ORGANISMOS PATÓGENOS PRESENTES EN AGUAS RESIDUALES Y EN LODO

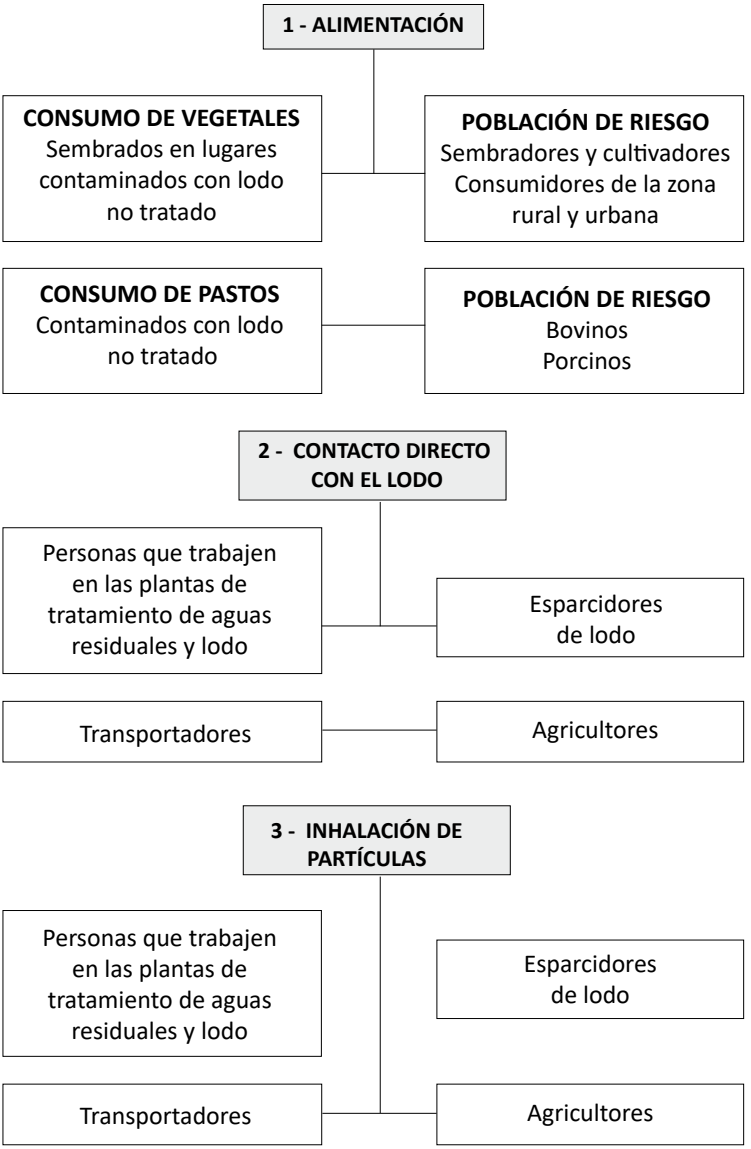


Fig. 3.6. Vías directas de exposición del hombre y animales a organismos patógenos presentes en aguas residuales y en lodo

B – VÍAS DE EXPOSICIÓN INDIRECTA DEL HOMBRE Y ANIMALES A ORGANISMOS PATÓGENOS PRESENTES EN EL LODO

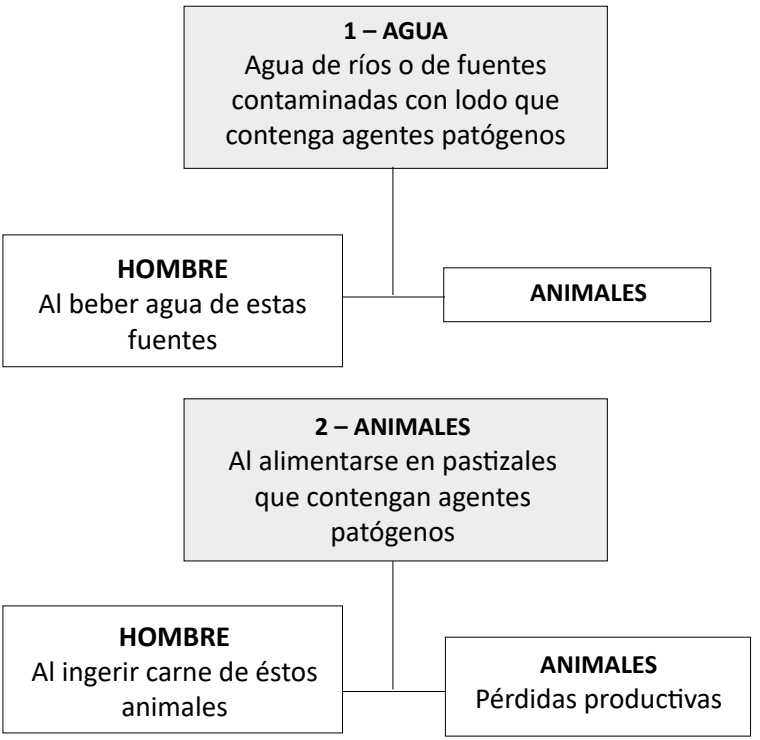


Fig. 3.7. Vías indirectas de exposición a organismos patógenos presentes en el lodo

3.3.7. Tiempo de sobrevivencia de los microorganismos patógenos

3.3.7.1. Sobrevivencia de patógenos en el suelo

En el suelo normalmente se encuentran microorganismos, como bacterias, virus, helmintos (huevos, larvas y adultos), protozoarios (quistes) que provienen de animales domésticos, animales silvestres que viven en la región, del propio hombre que vive en la región, o

de contaminación de ríos, de parásitos del suelo y de plantas, o aun de organismos de vida libre. Estos últimos no representan riesgos ni para los animales domésticos ni para el hombre. Sin embargo, pueden generar confusión de diagnóstico con los agentes patógenos presentes en el lodo incorporado al suelo.

Cuando el lodo no tratado es depositado, los microorganismos patógenos permanecen en la superficie del suelo y de los vegetales. El tiempo de sobrevivencia de tales microorganismos varía de acuerdo con:

- *Capacidad de sobrevivencia del propio microorganismo*.
- *Textura y pH del suelo*. En suelos arenosos, el tiempo de sobrevivencia de huevos de helmintos es menor que en suelos húmedos. Por lo tanto, el tiempo de sobrevivencia varia de una región para otra, por ello no se puede extender datos de una localidad hacia otra o de un país para otro.
- *Incidencia de luz solar*. Los rayos solares que inciden directamente sobre los microorganismos producen el secado y disminuyen el tiempo de sobrevivencia.
- *Temperatura ambiente*. En el verano, el tiempo de vida de los quistes de protozoarios y de los huevos de helmintos es más corto que en el invierno. En regiones donde el otoño es frío y la primavera es lluviosa los agentes patógenos sobreviven por largos períodos.
- *Método de aplicación del lodo en el suelo*. Cuando el lodo es aplicado directamente en el suelo, la incidencia de los rayos solares contribuye para disminuir el tiempo de sobrevivencia de los parásitos. Cuando el lodo es incorporado al suelo, permanece menos expuesto y el tiempo de vida aumenta. El lodo incorporado disminuye el riesgo de contacto directo para el hombre y los animales. La profundidad que los agentes patógenos alcanzan en el suelo depende de la textura del mismo, de la existencia de fallas y de áreas de erosión cercanas al lugar de aplicación.
- *Capacidad de retención de agua.* Por ejemplo, los suelos arenosos propician la sobrevivencia de algunos microorganismos

(Ancylostomatidae) y disminuyen la de otros (bacterias).

- *Fauna microbiana del suelo*. La competición de microorganismos puede favorecer o no la sobrevivencia de los organismos patógenos, y altera el equilibrio ecológico.

En relación a la sobrevivencia de microorganismos en el suelo, Medeiros et al. (1999) estudiaron la supervivencia, en suelo agrícola, de microorganismos patógenos provenientes de lodo y comprobaron la ausencia de *Salmonella* spp. después de 42 días de aplicación de lodo en el suelo; para *Enterococcus* y *coliformes fecales* también hubo una reducción desde $4,7x10^6$ hacia $3,7x10^4$ después de 134 días. Para huevos de helmintos la sobrevivencia fue de 20% en 180 días (Thomaz Soccol et al, 1997).

El tiempo de sobrevivencia de microorganismos es conocido en la literatura desde décadas más remotas (para mayores detalles, ver Rey, Parasitología Médica, 1991). En el Cuadro 3.13 e realiza una síntesis general del tiempo de sobrevivencia de virus, bacterias y parásitos en el suelo.

Cuadro 3.13. Tiempo de sobrevivencia de microorganismos patógenos en el suelo

Agentes patógenos	Tipos de suelo	Tiempo de sobrevivencia promedio	Tiempo de sobrevivencia máximo
Virus Enterovirus	Diferentes tipos	12 días	100 días
Bacterias Coliformes fecales *Salmonella* sp. *Vibrio cholerae*	Superficie Suelo arenoso Suelo (capa profunda)	40 días 30 días 70 días 5 días	90 días 60 días 90 días 30 días
Protozoarios Amebas		10 –15 días	30 días
Nemátodas *Ascaris* sp. *Toxocara* sp. *Taenia* sp.	Suelo irrigado Suelo Suelo Suelo	Varios meses Varios meses Varios meses 15 a 30 días (verano seco)	2 a 3 años 7 a 14 años 8 meses 3 a 15 meses (invierno)

Fuente: EPA (1992), Gaspard et al. (1995), ADEME (1998), Schwartzbrod et al (1998), Medeiros et al. (1999), Thomaz Soccol et al (1997)

3.3.7.2. Sobrevivencia de patógenos en el agua

Los cursos de agua podrán ser contaminados con microorganismos patógenos presentes en el suelo donde fue aplicado lodo de aguas residuales. Durante periodos de lluvias, los terrenos desnudos o los terrenos con pendientes presentan condiciones propicias para el arrastre de agentes patógenos hasta los cursos de agua. Las aguas subterráneas, especialmente en regiones cuyo suelo no posee alta porosidad, están relativamente protegidas de contaminaciones por patógenos provenientes de lodo no tratado.

Las aguas contaminadas, al ser usadas para consumo humano, consumo animal o irrigación de plantas, pueden servir de fuente de contaminación por virus, bacterias, protozoarios y helmintos para

el hombre y para los animales. Las poblaciones más expuestas son aquellas que no poseen agua potable. Además de las comunidades abastecidas por dicha agua, otras poblaciones que consuman hortalizas o frutas irrigadas con agua no tratada correrán riesgos de infección. Igualmente, en propiedades rurales, los animales que no posean bebederos artificiales con agua potable, y que sean abastecidos con aguas contaminadas corren el riesgo de infecciones y serios perjuicios económicos. En algunos países, el porcentaje de rechazo de carcasas de bovinos aumentó después que se comenzó a utilizar lodo sin tratamiento (estabilización o higienización). Para las condiciones brasileras, el uso de lodo en la agricultura no es la única fuente de contaminación de las aguas.

El tiempo de sobrevivencia de los microorganismos en el agua es variable, pudiendo variar entre 10 y 60 días para bacterias, entre 60 y 120 días para virus entéricos, y entre varios meses para huevos de helmintos (Cuadro 3.14).

Cuadro 3.14**.** Tiempo de sobrevivencia de microorganismos patógenos en el agua

Agente patógeno	Tiempo de sobrevivencia
Bacterias	
Coliformes fecales	60 días
Salmonella sp	60 días
Vibrio cholerae	10 a 60 días
Virus	
Enterovirus	60 a 120 días
Helmintos	
Ascaris sp.	Varios meses
Taenia sp.	15 días a 3 meses
Protozoarios	
Giardia (quistes)	30 a 60 días

Fuente: Feix y Wiart (1998), Schwartzbrod et al (1990)

3.3.7.3. Sobrevivencia de patógenos en los vegetales

El tiempo de sobrevivencia de los agentes patógenos varía en función del tipo de microorganismo y de la naturaleza del vegetal. Nuevamente, virus, bacterias y protozoarios tienen un tiempo de sobrevivencia menor en relación a los huevos de helmintos, principalmente aquellos huevos que poseen membranas más gruesas, como *Ascaris* sp. y *Taenia* sp. Para virus, el tiempo de sobrevivencia se encuentra entre 4 y 60 días, para bacterias dicho tiempo varía entre 10 y 40 días, mientras que para protozoarios el tiempo máximo de sobrevivencia es de 15 días. Los huevos de helmintos, que son más resistentes pueden sobrevivir por varios meses (Cuadro 3.15).

En relación al tipo de vegetal, es natural que aquellos que tienen contacto directo con el suelo (raíces, legumbres) tienen un mayor riesgo de presentar agentes patógenos. En vegetaciones más altas (manzana, naranja), las oportunidades de contaminación son menores. Schwartzbrod et al. (1990) demostraron que huevos de helmintos pueden sobrevivir entre 8 y 15 días en lechuga, 28 días en tomate y entre 10 y 30 días en rábano.

Cuadro 3.15**.** Tiempo de sobrevivencia de microorganismos patógenos en vegetales y raíces

Microorganismo	Tipo de alimento	Tiempo máximo de sobrevivencia (días)
Virus	Frijol Plantas cultivadas	4 60
Bacterias (*Salmonella*)	Papa y legumbres Zanahoria	40 10
Quistes de protozoarios	Legumbres	3-15
Huevos de helmintos	Legumbres	27-35
	Lechuga	8-15
	Tomate	28
	Remolacha (hojas y raíz)	10-30

Fuente: Berron (1984), citado por ADEME, 1998.

Los animales, al ser dispuestos directamente en pastizales que hayan sido abonados con biosólido, pueden contaminarse con patógenos. En el caso de bacterias patógenas, puede haber epidemias y pérdidas productivas. En relación a los parásitos, es importante destacar el caso de *Taenia saginata*. Si hubiese huevos de *T. saginata* en el lodo aplicado a los pastizales, al ingerir dichos huevos, los bovinos desarrollarán la fase de larva (*Cysticercus bovis*), que, en caso de ser ingerida por el hombre, completará el ciclo, con el hombre presentando la *Taenia* adulta en el intestino delgado. Como se trata de una zoonosis, en la inspección de carnes, cualquiera que sea el nivel nacional, departamental o municipal, dicha carcasa será rechazada, lo que conduce a graves perjuicios económicos. Indirectamente, los animales pueden infectarse al recibir heno plantado en áreas abonadas con lodo sanitario.

3.3.8. Organismos indicadores

Actualmente se puede identificar una gama muy grande de microorganismos, presentes en el agua, en las aguas residuales o en el lodo resultante del tratamiento de efluentes, con la ayuda de varias técnicas. Sin embargo, la mayoría de dichas técnicas poseen un costo elevado, son complejas y muchas veces son de larga ejecución, exigiendo hasta cuatro semanas para la obtención de resultados. Generalmente estas técnicas son estandarizadas en la fase de pre-implantación de los diferentes tratamientos.

En una primera etapa, debe utilizarse un gran número de microorganismos como indicadores de la eficiencia del proceso en la reducción de patógenos. Los microorganismos comúnmente usados como indicadores son los coliformes fecales (termotolerantes), los coliformes totales, *Salmonela sp., Shigella sp.*, huevos de helmintos, quistes de protozoarios y virus entéricos.

En una segunda etapa del proceso, se entra a usar un menor número de indicadores. Los más frecuentemente utilizados son *Salmonella* spp., virus entéricos (virus del género Enterovirus), huevos de helmintos.

Para ciertos microorganismos, la identificación genérica es fácil (*Toxocara, Ascaris, Salmonella*). Sin embargo, la identificación específica no siempre es posible. Ejemplos clásicos son los huevos de *Ascaris lumbricoides* (parásito del hombre) y *A. suum* (parásito de porcinos), que son idénticos en forma y tamaño, lo que imposibilita la identificación específica.

Las técnicas empleadas para determinar patógenos presentes en biosólidos o en agua varían en función del microorganismo y de la consistencia del biosólido.

Las bacterias y partículas virales necesitan de medios específicos, en los cuales ellos son capaces de reproducirse. La determinación de la presencia o de la ausencia, así como del número de células viables, depende de la metodología adoptada. El conteo de estas células viables puede hacerse directamente (número de colonias bacterianas) o indirectamente (modificación del medio). Las técnicas bacteriológicas y virológicas investigan elementos vivos o capaces de multiplicarse. Para las bacterias, los resultados se expresan en: Número Más Probable (NMP) o Unidades Formadoras de Colonias (UFC). Para los virus, los resultados se presentan en Unidades de efecto Citopático (UECP) o Número Más Probable de Unidades de Efecto Citopático (NMUECP). Los cálculos generalmente se realizan en base logarítmica.

En cuanto a los parásitos (huevos de helmintos y quistes de protozoarios), el conteo se realiza individualmente por observación microscópica directa en cámara de Sedgwick Rafter. Sin embargo, de esta forma, la viabilidad de tales organismos no es conocida, por ello se hace necesario determinar la viabilidad por medio de ensayos *in vitro*.

La noción de organismo indicador de la presencia de patógenos fue introducida en la microbiología sanitaria. Para esta conceptualización, se tiene en cuenta ciertas bacterias que poseen técnicas analíticas sencillas, que hacen parte de la flora normal del tubo digestivo y son relativamente resistentes. La presencia de dichas bacterias en alimentos o en agua potable indica la presencia de materia fecal. De esta forma, tales microorganismos se denominan gérmenes testigos de contaminación fecal, o gérmenes indicadores de contaminación fecal o simplemente indicadores de contaminación fecal. Dichos organismos comprenden:

- Coliformes Totales (CT)
- Coliformes Fecales (CF) o Coliformes Termotolerantes
- *Streptococcus* Fecales (SF)

Los patógenos presentes en el lodo (*Ascaris, Salmonella, Enterovírus*) no parecen indicar la presencia de otros, o sea, ellos indican su propia presencia. De igual manera en el lodo tratado, se investigan organismos cuya resistencia esté relacionada con la de ciertos patógenos, donde la evolución de estos indicadores significaría la evolución de los organismos patógenos.

Generalmente es más fácil encontrar esos indicadores entre los gérmenes testigos de contaminación fecal (GTCF) y entre los propios organismos patógenos. Uno de los organismos indicadores podría ser los *Streptococcus* fecales, que sobreviven bien y son buenos indicadores. En relación a los huevos de helmintos, *Ascaris* sp. podría ser usado como indicador para los procesos de tratamiento e higienización de huevos de helmintos, toda vez que él es altamente resistente en el medio y puede sobrevivir hasta por siete años. En cuanto a los virus, generalmente se utiliza los enterovirus. Solamente los organismos resistentes son interesantes para su uso como indicadores, toda vez que su desaparición pone en evidencia la eficacia del tratamiento.

3.3.9. Métodos de análisis de microorganismos del lodo

Hasta la década de los años 50, las técnicas para conteo de huevos de helmintos eran desarrolladas con miras a evaluar la presencia o ausencia en heces exclusivamente humanas o de animales. Dichas técnicas tenían como principio la centrifugación-sedimentación, seguida de flotación. Las técnicas estandarizadas en aquella época y empleadas hasta los días actuales utilizan sustancias tales como: formol-éter, sulfato de zinc y azúcar para flotación de los huevos. Con la llegada del uso del lodo de aguas residuales en la agricultura, se inició una nueva fase, donde se hicieron necesarias nuevas técnicas para recuperación de huevos de helmintos del lodo y para estudio de la viabilidad de los mismos, después de los procesos de tratamiento biológico o químico. De estas, una de las primeras a ser descrita específicamente para el lodo fue la de Meyer (1978) y su modificación. Otras metodologías surgieron para recuperación de huevos en lodo o en efluentes, como las de Yanko (1987), Gaspard y Schwartzbrod (1995), Bailenger modificado (Ayres y Mara, 1996). Todas esas metodologías presentan ventajas y desventajas. Algunas son más específicas para lodos y otras para los efluentes líquidos. Lo más importante es tener en cuenta la tasa de recuperación de los huevos de helmintos.

Los ensayos *in vitro* utilizan como indicadores huevos de helmintos (*Ascaris* sp.) y es necesario observar el desarrollo de los huevos en condiciones ambientales bien definidas.

El análisis cuantitativo de microorganismos presentes en el lodo de aguas residuales consiste en evaluar el perfil sanitario del mismo y estimar la tasa de parásitos en una población dada. A pesar del carácter conceptual simple, la evaluación de la contaminación del lodo de aguas residuales presenta ciertas dificultades, frecuentemente ignoradas, a veces evocadas, pero no tenidas en cuenta. Hay dos aspectos importantes que deben ser considerados para el análisis de los datos:

- Modo de colecta y conservación de las muestras.
- Expresión de los resultados finales. La concentración en los productos líquidos se expresa por cada 100mL o por litro, y para los productos pastosos o sólidos, por gramo de materia seca (MS).

Los métodos citados en el Cuadro 3.16 son utilizados y referenciados por órganos ambientales de renombre, como la EPA (1992); sin embargo, tan solo como indicadores. Cualquier otro método equivalente puede ser utilizado. La preparación de las muestras de lodo y su análisis se efectúan de acuerdo con el Cuadro 3.16.

Cuadro 3.16. Métodos analíticos recomendados para investigación de microorganismos en lodo tratado por procesos biológicos o químicos

Tipo de microorganismo investigado	Método analítico	Etapas del método
Salmonella (ver Andraus et al., 2000)	Conteo según el número más probable	• Fase de enriquecimiento • Fase de selección • Fase de aislamiento • Fase de identificación presuntiva • Fase de confirmación • Expresión de los resultados: valor de cuantificación por 3x10g; 3x1g; 3x0,1g de lodo seco. Para considerar la heterogeneidad de la distribución de la bacteria en el lodo, el muestreo debe ser realizado en 3 o 5 puntos.

Tipo de microorganismo investigado	Método analítico	Etapas del método
Enterovirus (ver EPA, 1992)	Conteo según la técnica del número más probable de unidad citopática (NMPUC)	• Extracción del enterovirus a partir de 100g de lodo • Concentración (PEG 6000) • Detección por inoculación en cultivo celular BGM • Cuantificación según la técnica NMPUC • Expresión de los resultados en NMPUC por 10 g de materia seca
Huevos de helmintos Método EPA (1992) modificado (ver Thomaz Soccol, 2000b)	Conteo y viabilidad	• Nuestro de lodo (50g) • Filtración • Sedimentación • Centrifugación • Flotación en sulfato de zinc ($ZNSO_4$ d=1,3) • Extracción de los huevos de helmintos con técnica difásica • Incubación en sol H_2SO_4 0,1N • Cuantificación en cámara de Sedgwick-Rafter.

3.4. CONTAMINANTES ORGÁNICOS DEL LODO DE AGUAS RESIDUALES

3.4.1. Importancia

Hasta recientemente, se le daba poca importancia a la presencia de compuestos orgánicos peligrosos en sistemas de abastecimiento de agua y de alcantarillado sanitario. En general, para el caso de Brasil, los análisis de estos compuestos muchas veces no forman parte de la

rutina de monitoreo, las metodologías analíticas no están plenamente establecidas y se tiene la idea de que estas sustancias están presentes solamente en ciudades extremadamente industrializadas. Sin embargo, son innumerables los problemas en áreas urbanas de diversos tamaños, como resultado de fuentes pequeñas, como puestos de gasolina. Por ello, este asunto necesita ser abordado, a un nivel nacional y regional, antes que se agrave aún más.

En el contexto brasilero se observa que, principalmente en lo que respecta al destino final del lodo de plantas de tratamiento de aguas residuales, las normas nacionales se concentraron básicamente en metales pesados y microorganismos patógenos, y no citan el problema de contaminantes orgánicos.

El presente ítem aborda el asunto de tal manera que permita llamar la atención hacia un problema, aunque de forma sucinta, ya que es extremadamente amplio en virtud del número de compuestos que pueden estar presentes en las aguas residuales.

En los Estados Unidos, la preocupación ganó importancia a partir de 1974, cuando los laboratorios de investigación de la U.S. Environmental Protection Agency (E.P.A.) identificaron compuestos orgánicos, entre los cuales muchos de ellos cancerígenos, en las aguas de abastecimiento de las comunidades del Bajo Mississippi. En ese mismo año, un estudio epidemiológico en New Orleans concluyó que la incidencia de cáncer en ratones estuvo relacionada con la calidad del agua. En 1974-75, se realizó un examen de reconocimiento de los compuestos orgánicos, que abarcó las aguas que abastecían 80 ciudades americanas, con el objetivo de detectar trihalometanos, tetracloruro de carbono y 1,2 – dicloroetano. Los resultados mostraron predominio de cloroformo, bromodiclorometano, dibromoclorometano y bromoformo.

Con miras a proteger las aguas de los Estados Unidos, la USEPA publicó, en 1976, los estándares de vertimiento de 65 clases de compuestos tóxicos, escogidos por estar presentes en efluentes industriales

y municipales, en el medio acuático, en los peces y en el agua de abastecimiento; por ser o presentar potencial de carcinogenicidad, mutagenicidad y teratogenicidad y por el hecho de que su presencia en los efluente representa un riesgo sustancial a la salud del hombre.

A partir de dicho año, métodos analíticos han sido desarrollados y estandarizados para la identificación cualitativa y cuantitativa, lo que ha posibilitado a los científicos el estudio de sus propiedades y métodos de remoción. En Brasil, la situación es más agravante, pues inclusive las técnicas ya estandarizadas para la identificación y cuantificación de compuestos orgánicos peligrosos no están plenamente implementadas o están en condiciones precarias por falta de recursos humanos y materiales.

Se sabe que cuando las aguas residuales que contienen contaminantes peligrosos son dispuestas en el cuerpo receptor, sin tratamiento adecuado, pueden provocar profundos daños, tanto a la vida acuática, como al hombre que lo utiliza como fuente de abastecimiento. Gran parte de estos compuestos se biodegradan muy lentamente y persisten en el medio ambiente por largos períodos de tiempo. Dichos contaminantes pueden penetrar en la cadena alimenticia y, pese a que no sean detectables en el cuerpo receptor, pueden estar presentes en cantidades elevadas en los niveles tróficos más altos, debido a su característica de bioacumulación. Otro hecho importante es que, pese a que algunos compuestos no representen graves riesgos a la salud, al ser ingeridos, sus metabolitos pueden ser más tóxicos que los productos originales. Además de ello, como las aguas residuales son complejas, normalmente contienen más de un contaminante, se debe observar el efecto sinérgico, pues el efecto combinado puede ser mayor que la suma de los efectos ejercidos individualmente.

Sin embargo, la mayoría de los diseños de planas de tratamiento de aguas residuales han sido efectuados en términos de remoción de DBO, DQO, SS y organismos patógenos. No obstante, se ha verificado que solamente estos parámetros no garantizan la protección del medio ambiente.

Varios contaminantes peligrosos son volátiles, debido a la baja solubilidad, bajo peso molecular y elevada presión de vapor. Por lo tanto, pueden ser transferidos hacia la atmósfera en los tanques de aireación, de ecualización y sedimentadores de plantas de tratamiento y en estaciones de bombeo. En caso que no se tomen medidas de control adecuadas, su volatilización representa un riesgo potencial a la salud de la población y de los operadores que permanecen expuestos de manera crónica. La integridad estructural del sistema de colecta de aguas residuales también se ve afectada, pues muchos compuestos son corrosivos, inflamables y explosivos (metanol, metil etil cetona, hexano, benceno, entre otros).

Otros contaminantes permanecen adsorbidos, se concentran en el flóculo (floc) biológico y pueden causar inhibición en la digestión del lodo o generar lodo con características peligrosas, que, en caso de no ser adecuadamente dispuesto, puede contaminar el agua subterránea.

En algunos casos, los contaminantes tóxicos están presentes en concentraciones que no inhiben el sistema biológico de tratamiento, pero tampoco son removidos. En consecuencia, el efluente de la planta de tratamiento contiene tales contaminantes y, al ser vertido en el cuerpo receptor, puede causar daños a la vida acuática y al hombre. Como los sistemas de tratamiento no han sido diseñados para la remoción de esos contaminantes, puede ocurrir una remoción "accidental" o inhibición, dependiendo de la concentración.

Hay pocos datos sobre el comportamiento de los contaminantes peligrosos en los sistemas de control de contaminación de las aguas. La falta de conocimiento de sus características físicas, químicas y bioquímicas, y de sus interrelaciones en aguas residuales complejas hace extremadamente difícil la previsión de la tratabilidad y del destino de los mismos, durante las operaciones de tratamiento. Por lo tanto, aun serán necesarias muchas investigaciones para la identificación de los compuestos, la comprensión de los mecanismos de remoción y el desarrollo de modelos de previsión.

Las principales fuentes de compuestos orgánicos son: industria química, de plásticos, productos mecánicos, industrias farmacéuticas, de formulación de pesticidas, hierro y acero, industria del petróleo, lavanderías e industrias de la madera.

Los contaminantes orgánicos más comunes en los efluentes industriales son: cianuro, fenol, cloruro de metileno, 1,1,1-tricloroetano, tolueno, etil benceno, tricloroetileno, tetracloroetileno, cloroformo, ftalato de di-2-etil-hexila, 2,4-dimetil fenol, naftaleno, ftalato de bencilo y butilo, acroleína, xileno, cresoles, acetofenona, metil isobutil cetona, difenilamina, anilina y acetato de etilo.

3.4.2. Efectos de los contaminantes orgánicos peligrosos en los seres humanos

La evaluación de los efectos fisiológicos causados por diferentes contaminantes peligrosos en el hombre es muy compleja, pues depende, entre otros factores, de las características peculiares de cada individuo, de las vías de exposición, de las concentraciones y características del contaminante al que fue sometido y de los efectos provocados por la presencia de otros contaminantes en el medio.

De modo general, como no hay condiciones para abordar los efectos tóxicos ni los principales compuestos; a continuación, se comentará algunas características de ciertos grupos:

- **Disolventes orgánicos**. Se puede afirmar que todos los solventes orgánicos afectan el sistema nervioso central y actúan como depresores y anestésicos. Pueden causar otros efectos, dependiendo del grado de exposición y del tipo de solvente. Dichos efectos varían desde la narcosis hasta la muerte por paro respiratorio. Los síntomas más frecuentes son fatiga, dolor de cabeza, náusea y depresión. La mayoría de los solventes, en contacto con la piel, causa desde simple irritación hasta la dermatitis. Los solventes disuelven los lípidos de la barrera de protección natural de la piel y la dejan desprotegida. En los lugares donde la ventilación no es adecuada, hay peligro de explosión.

- **Bifenilos Policlorados (PCBs).** Son una familia de compuestos producidos a partir de cloración directa de moléculas bifenilo, usando cloruro férrico y/ o yoduro como catalizador. Los átomos de cloro pueden estar ligados en cualquiera de los 10 sitios de enlace, resultando en cerca de 209 diferentes compuestos teóricamente posibles, por la variación de número y posición de los cloros enlazados. Entre las más importantes propiedades físicas de los PCBs, se puede citar que son líquidos con baja presión de vapor y baja solubilidad en agua. Tienen excelentes propiedades dieléctricas. Entre las propiedades químicas, se incluyen la estabilidad a la oxidación, la resistencia a la llama y la relativa inercia. Por esas propiedades, fueron aplicados en gran escala en la industria, como fluidos de transferencia de calor, fluidos hidráulicos, plastificantes, retardantes de llama y diluyentes orgánicos. También fueron utilizados como aceite de inmersión en la microscopía óptica común. Se conocen algunos estudios epidemiológicos clásicos de contaminación humana, como los relativos al accidente en Taiwán, en 1979, cuando la ingestión de aceite de arroz contaminado afectó a más de dos mil personas. Se relataron posibles efectos sobre el feto y el desarrollo de la prole de mujeres envenenadas. En la actualidad, se sabe que el aceite de cocina contaminado contenía, no solamente PCB, sino también dibenzofuranos policlorados (DFPC). Los efectos de os PCBs aisladamente sobre la reproducción y el desarrollo, así como sus efectos carcinogénicos, aún no han sido establecidos en los seres humanos. Recientemente se comprobó por parte de la EPA el poder mutagénico para animales de sangre caliente.

- **Pesticidas**. Poseen una clasificación general que incluye insecticidas, raticidas, fungicidas, herbicidas y fumigantes. Estos compuestos, fabricados con el único propósito de destruir alguna forma de vida, son clasificados como pesticidas por el hecho de ser dirigidos contra organismos que la sociedad considera como indeseables. Pese a que la toxicidad selectiva de los pesticidas sea extremadamente deseable, todos producen, por lo menos, alguna toxicidad en el ser humano.

En el contexto brasilero, no se encontraron muchas informaciones con relación a los contaminantes orgánicos en el nivel nacional; por ello es necesario un esfuerzo en ese sentido.

3.4.3. Directrices para contaminantes orgánicos en el lodo

En el Cuadro 3.17 se presenta las directrices, que ya comienzan a ser establecidas a nivel internacional, para contaminantes orgánicos en el lodo, expresados en base seca.

Cuadro 3.17. Directrices para contaminantes orgánicos en el lodo (base seca)

Producto	Dinamarca	Suecia	Alemania
Tolueno (mg/kg)		5	
Alquilbencenosulfonatos lineales (mg/kg)	2600 (1300)		
Σ hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH) (mg/kg)	6 (3)	3 (suma de 6 PAHs especificados)	
Nonilfenol (mono y dietoxilados) (mg/kg)	50 (10)	50	
Di (2-etihexil) ftalato (mg/kg)	100 (50)		
Haluros orgánicos adsorbidos (mg/kg)			500
Bifenilo policlorado – PCB (mg/kg)		0,4 (suma de 7 PCBs especificados)	0,2 (para cada 1 de los 6 PCBs especificados)
Dibenzo-p-dioxina policlorados y dibenzofuranos policlorados (ng/kgTEQ)			100

Fuente: Watershed Management (2000)

TEQ – toxicidad equivalente en 2,3,7,8- tetraclorodibenzo(p)dioxina
Los valores entre paréntesis entraron en vigor a partir de 01 julio de 2000

Una variedad de compuestos orgánicos está recibiendo mayor atención como potencial contaminante del suelo, plantas y aguas como consecuencia de la aplicación de lodos en el suelo. Inicialmente, hidrocarburos clorados (conocidos también como organoclorados), pesticidas y bifenilos policlorados eran los más estudiados.

Investigaciones más recientes se han concentrado en los compuestos que están presentes en plantas de tratamiento de aguas residuales municipales. Análisis de 25 ciudades de los Estados Unidos (Morita, 1993) indicaron que varios ésteres ftalatos (dietil, dibutil) están presentes entre el 13 y el 25% de los lodos en concentraciones por encima de 50 mg/kg. Tolueno, fenol y naftaleno también fueron encontrados entre el 11 al 25% de los lodos en niveles superiores a 50 mg/kg. Se encontraron metanos clorados, etanos y bencenos entre el 3 y el 36% de los lodos en concentraciones por encima de 1 mg/kg, aunque se hayan encontrado en relativamente pocos lodos con valores por encima de los 50 mg/kg. También se investigaron concentraciones traza de compuestos orgánicos en 238 lodos en Michigan (Morita, 1993). Los compuestos detectados en esos lodos incluían acrilonitrilo, hidrocarburos clorados, bencenos clorados, fenoles clorados, estirenos e hidroquinona. Los compuestos encontrados en más de 25% de los lodos incluían 1,2 y 1,3-dicloropropano, 1,3-dicloropropeno, tetracloroetileno, 2,4-dinitrofenol, hidroquinona, pentaclorofenol, fenol y 2,4,6-triclorofeno. De esos compuestos, las concentraciones medias estuvieron por debajo de 5 mg/kg, excepto para tetracloroetileno (29 mg/kg). Se encontró estireno en 6 de 219 lodos, con su concentración variando entre 99 y 5.858 mg/kg. Clorobenceno y clorotolueno estuvieron presentes en 6 lodos, con concentraciones que variaron entre 60 y 846 mg/kg. Los datos sugieren que la mayoría de las trazas de compuestos orgánicos pueden estar presentes en la mayor parte de los lodos en concentraciones inferiores a 10 mg/kg. No obstante, una contribución industrial de un compuesto orgánico específico puede aumentar dramáticamente las concentraciones en el lodo.

3.5. ASPECTOS RELATIVOS A LA ADMISIÓN DE EFLUENTES EN REDES DEL ALCANTARILLADO PÚBLICO

3.5.1. Conceptos

En el contexto brasilero, básicamente se utiliza para la colecta de aguas residuales urbanas el sistema de alcantarillado separador absoluto, en el que las aguas residuales (efluentes domésticos e industriales) y las aguas de infiltración (agua del subsuelo que penetra a través de los tubos y accesorios), que constituyen el alcantarillado sanitario, son transportadas en sistemas independientes de las aguas lluvias.

Se entiende por aguas residuales domésticas o efluentes domésticos aquellos de origen exclusivamente provenientes de lavamanos, inodoros, orinales, duchas, lavaplatos y aguas de lavado de baños, cocinas y de áreas de servicios internas a las edificaciones, o según la norma brasilera NBR 9.678, todo residuo líquido proveniente de los usos del agua para higiene y necesidades fisiológicas.

En la práctica, los sistemas públicos de alcantarillado sanitario reciben efluentes de pequeños establecimientos comerciales, como talleres de radiadores, lavado y mantenimiento de carros, que, a pesar de presentar efluentes con características distintas a las de los efluentes domésticos, por el uso de un caudal pequeño son admitidos en el sistema público de alcantarillado sanitario sin mayor control.

Las aguas residuales industriales o efluentes no domésticos son efluentes provenientes de empresas cuyos servicios y/o procesos productivos generan efluentes con características físicas, químicas y/o biológicas cualitativamente diferentes de los efluentes domésticos, y que pueden causar daños o sobrecarga en los sistemas de colecta y tratamiento de aguas residuales, representar riesgos a la seguridad y a la salud de los operadores, daños al medio ambiente o que estén en desacuerdo con la legislación vigente, motivo por el cual deben ser objeto de programas específicos.

Debido al creciente avance de la tecnología industrial, principalmente en los campos químico, farmacéutico, petroquímico, de aceites lubricantes, de solventes, entre otros, se tiene como resultado el vertimiento de miles de sustancias al medio ambiente. Muchos de los efluentes no domésticos poseen sustancias peligrosas que son transferidas para la atmósfera, permanecen adsorbidas en el lodo, causan inhibición en el proceso biológico de tratamiento o pasan intactos por las plantas de tratamiento de aguas residuales, alcanzando los cuerpos de agua.

Por lo tanto, considerando que la mayoría de los sistemas convencionales de tratamiento de aguas residuales municipales es diseñada solamente en términos de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Sólidos en Suspensión (SS) y organismos patógenos, la recepción no controlada de efluentes no domésticos puede ocasionar riesgos potenciales a la salud y seguridad de los operadores, a la utilización y mantenimiento de la calidad de los recursos hídricos involucrados, así como también podría perjudicar el reúso de los efluentes y la utilización y disposición final de los lodos generados.

Se hace necesario presentar algunos conceptos básicos relacionados con contaminantes peligrosos, tóxicos y prioritarios para un mejor entendimiento sobre la importancia de considerar su evaluación en el establecimiento de un plan de recepción de efluentes no domésticos en sistemas públicos de colecta y tratamiento de aguas residuales.

Se considera:

- **Contaminante peligroso**: aquél que, al ser vertido o dispuesto en el medio ambiente, en cualquier cantidad, presenta un riesgo inminente y sustancial para la salud y para el bienestar público, incluyendo, pero no limitado, a la vida acuática y silvestre.
- **Contaminante tóxico**: cualquier elemento, sustancia, compuesto o mezcla, incluyendo los agentes causadores de enfermedades, que, después de ser vertidos en el cuerpo receptor y expuestos a cualquier organismo a través de la ingestión, inhalación o

asimilación, directamente o indirectamente por ingestión a través de la cadena alimenticia, causan muerte, cambio en el estado fisiológico, alteraciones orgánicas y reproductivas, cáncer, mutación genética o deformaciones físicas en dicho organismo.

- **Contaminante prioritario**: el órgano de protección ambiental norteamericano (E.P.A) utiliza los siguientes criterios para establecer los contaminantes prioritarios:
    - presencia en los residuos líquidos e industriales, en el medio acuático, en los peces y en el agua de abastecimiento;
    - evidencia sustancial de carcinogenicidad, mutagenicidad y/u teratogenicidad en estudios epidemiológicos o toxicológicos en seres humanos o en conejillos de indias;
    - toxicidad del contaminante para el hombre y para el medio acuático;
    - persistencia del contaminante en el medio ambiente;
    - características de bioconcentración del contaminante;
    - producción anual del contaminante;
    - disponibilidad de métodos analíticos para identificar y cuantificar los contaminantes en aguas y en aguas residuales.

Según la literatura, las categorías industriales que generan las mayores cargas de contaminantes peligrosos son:

- **Metales prioritarios y cianuro**: Galvanoplastias; Industrias químicas – compuestos orgánicos; Cueros, pieles y productos similares; Farmacéuticas; Hierro y acero; Industrias químicas – elementos y compuestos inorgánicos; Lavanderías; Industria del petróleo y Formulación de colorantes y pigmentos
- **Compuestos orgánicos prioritarios**: Industrias químicas – compuestos orgánicos; Plásticos; Productos mecánicos; Farmacéuticas; Galvanoplastias; Formulación de pesticidas; Hierro y Acero; Industria del petróleo; Lavanderías e Industria de la madera.
- **Contaminantes no prioritarios**: Industria química – compuestos orgánicos; Plásticos; Pinturas y barnices; Industria química – elementos y compuestos inorgánicos y Compuestos eléctricos y electrónicos.

Los contaminantes prioritarios más comunes en los efluentes industriales son: Cromo y sus compuestos; Níquel y sus compuestos; Cianuro; Fenol; Cloruro de metileno; 1,1,1-tricloroetano; plomo y sus compuestos; tolueno; benceno; etil benceno; tricloroetileno; cloroformo; ftalato de bis-2-etilhexilo; 2,4-dimetil fenol; naftaleno; plata y sus compuestos; arsénico y sus compuestos; ftalato de bencilo y butilo y acroleína

Los contaminantes no prioritarios más frecuentes son: xileno; cresoles; acetofenona; metil etil cetona; acetona; metil-isobutil-cetona; difenilamina; anilina y acetato de etilo.

3.5.2. Contaminantes peligrosos y plantas de tratamiento de aguas residuales

Datos sobre la remoción de contaminantes prioritarios se refieren, generalmente, a sistemas aerobios. Tales contaminantes, cuando no causan inhibición, son transferidos hacia la atmosfera, adsorbidos en el lodo y biodegradados. Los que no son removidos, atraviesan la planta de tratamiento intactos y llegan a los cuerpos de agua.

Los contaminantes que están presentes en mayor concentración en los efluentes de las PTARs son: cetonas, metanol, metil-isobutil-cetona, cloruro de metileno, xileno, formaldehído, furfural y fenol.

Los resultados de modelos de calidad del agua, aplicados a los cuerpos receptores de los efluentes de 1839 PTARs norteamericanas, demostraron que las concentraciones de cadmio, plata, cobre, plomo y cianuro excedían los respectivos estándares de calidad. Otros estudios también indicaron violaciones de los estándares de cloroformo, níquel, tetracloroetileno, mercurio, tricloroetileno, benceno, tetracloruro de carbono, 1,2-dicloroetano, 2,4,6-triclorofenol y zinc, causando restricciones a los usos domésticos e industrial y toxicidad a los organismos acuáticos.

Los contaminantes peligrosos comúnmente presentes en el lodo de las plantas de tratamiento de aguas residuales sanitarias son: fenol, cromo, alcohol metílico, tolueno, xileno, cianuro, ftalato de bis-2-etilhexilo, cloruro de metileno, níquel y formaldehido. Dichos contaminantes pueden inhibir la digestión aerobia o anaerobia y aún dificultar su disposición final.

La disposición inadecuada del lodo que contenga contaminantes peligrosos en relleno sanitario, el tratamiento de aguas residuales tóxicas en el suelo o en lagunas de estabilización y las fugas en las redes de alcantarillado, así como en las PTARs son potenciales fuentes de contaminación de las aguas superficiales y subterráneas. La adsorción y la concentración de los contaminantes peligrosos en el lodo también podrían volverlo inconveniente para su utilización en agricultura.

Los contaminantes peligrosos también pueden estar en aguas de abastecimiento. Por ejemplo, durante la desinfección, los compuestos orgánicos halogenados pueden formarse por la reacción del cloro, principalmente, con ácidos húmicos y fúlvicos y productos de descomposición de algas, siendo los más conocidos los trihalometanos, potencialmente carcinogénicos. Además de ello se ha observado que algunos compuestos orgánicos, considerados no prioritarios, como, por ejemplo, la acetona y el fenol, pueden ser precursores de los trihalometanos, en determinadas condiciones. Mundialmente, los subproductos de la desinfección han sido objeto de diversas investigaciones.

Por ello, es de extrema necesidad el control del destino de los contaminantes peligrosos, pues generalmente dichos contaminantes no hacen parte de análisis de rutina de plantas de tratamiento de agua y, además de eso, generalmente no son removidos en las etapas del tratamiento convencional del agua, por ello exigen modificaciones en las plantas de tratamiento existentes y la implementación de procesos adicionales sofisticados.

Por varias de las razones ya expuestas, en todo el mundo, se ha dado gran énfasis en la identificación, monitoreo y remoción de los contaminantes prioritarios y, más recientemente, de los no prioritarios y peligrosos, de las aguas de abastecimiento y residuales.

Pese a que varios factores influencien el destino de los contaminantes peligrosos en los procesos biológicos de tratamiento aerobio, los datos disponibles permiten hacer algunas generalizaciones sobre los mecanismos de remoción de compuestos orgánicos de una misma serie, pues se vuelve inviable presentar tablas que contenga cada uno de los compuestos, la concentración estudiada y la remoción para cada tipo de proceso de tratamiento de aguas residuales. De modo general, se tiene:

- Normalmente, los metales permanecen adsorbidos en el lodo, concentrándose en el mismo.
- Hidrocarburos halogenados, excepto el cloruro de metileno, que es biodegradado, son removidos principalmente por volatilización. La adsorción también ha sido reportada como mecanismo de remoción del cloroformo y del tricloroetileno.
- Hidrocarburos aromáticos mononucleares son volatilizados y biodegradados. La adsorción no es un mecanismo de remoción importante.
- Los bifenilos policlorados son removidos por biodegradación y adsorción y se concentran en el lodo.
- Los pesticidas son removidos por adsorción y se concentran en el lodo.
- Acrilonitrilo, isoforona, ésteres (excepto los ftálicos), cetonas, aldehídos, benzidina y alcoholes son biodegradados.
- Los mecanismos de remoción de las siguientes clases de compuestos son los menos uniformes de todos los grupos: ésteres, ftálicos, hidrocarburos aromáticos polinucleares, aromáticos mononucleares clorados, nitrosaminas, éteres clorados y nitroaromáticos.

- Los ftalatos de di-metilo y di-etilo son removidos significativamente por biodegradación.
- Los ftalatos de bis-2-etil-hexilo y di-n-octilo permanecen adsorbidos y se concentran en el lodo.
- Los aromáticos mononucleares clorados presentan biodegradación baja a moderada, adsorción moderada a alta y volatilización alta.
- La remoción de los hidrocarburos aromáticos polinucleares está relacionada con la complejidad estructural y con el coeficiente de reparto octanol/agua. Compuestos con estructuras más simples y que presentan menores valores del coeficiente de reparto, tales como el naftaleno, son más fácilmente metabolizados. Mientras que el fluoranteno, el pireno, el criseno, el fenantreno y el antraceno son adsorbidos en el lodo, el acenafteno, el acenaftileno y el fluoreno son removidos por biodegradación y adsorción.
- Los éteres clorados presentan volatilización baja a moderada y biodegradación baja a alta.
- Para los demás compuestos es difícil de hacer un análisis debido a la escasez de datos disponibles.

Datos del monitoreo de plantas de tratamiento de aguas residuales que contengan contaminantes peligrosos, en escala real, son escasos. En investigaciones a nivel mundial, se le ha dado énfasis a procesos aerobios, y poco se conoce sobre la remoción de contaminantes tóxicos específicos en los procesos anaerobios. Ese hecho es de gran importancia para países latinoamericanos, y particularmente para Brasil, puesto que en dicho país la actual tendencia consiste en intensificar la implementación de sistemas de tratamiento anaerobios, o combinados mediante sistemas anaerobios-aerobios.

También es de gran importancia la implantación de una política para el establecimiento de una lista de contaminantes prioritarios para la realidad de cada país, así como de los no prioritarios más frecuentes. Se debe ter en mente que la lista debe ser actualizada conforme el avance de la tecnología y del conocimiento científico. Además de

eso, es necesario incentivar la implantación de metodologías para la determinación analítica de tales contaminantes, además de los recursos materiales y humanos del caso.

Para el establecimiento de criterios de recepción o admisión de efluentes no domésticos en el sistema público de alcantarillado sanitario se debe considerar diversos aspectos, como la capacidad del sistema de colecta y tratamiento, la existencia de fuentes ya ligadas al sistema, la diversidad de categorías industriales, el número de fuentes potenciales en el sistema en estudio y la situación operacional del sistema de tratamiento, entre otros.

Como ejemplo de dicha iniciativa, cabe mencionar que en Brasil la Región Metropolitana de São Paulo estableció, una propuesta de criterios de admisión de efluentes no domésticos en sistema público de alcantarillado sanitario (Sapia, 2000). Dicha propuesta es bastante compleja y, en líneas generales, su concepción presupone o una evaluación inicial de la capacidad de asimilación de los efluentes no domésticos a ser dispuestos en el sistema, antes de la interconexión de nuevas fuentes. Los criterios engloban la utilización de pruebas de toxicidad y limites locales, donde los primeros son destinados a prevenir la inhibición de los procesos biológicos del tratamiento y la protección del medio acuático, y los segundos para la protección del sistema de colecta y transporte de aguas residuales, la salud y la seguridad de operadores, así como la calidad de los lodos a ser generados. A partir de la concepción de esos criterios se establecen los procedimientos para las actividades de registro, jerarquización y monitoreo de las fuentes de efluentes no domésticos, así como las directrices de control en los puestos de recepción de las aguas residuales.

3.5.3. Legislación y normativa brasilera y extranjera

La norma brasilera NBR 9.800 (1988), que establece criterios para el vertimiento de efluentes líquidos industriales en el sistema colector público de alcantarillado sanitario, es bastante genérica y necesita ser revisada, puesto que no considera diversos aspectos, como el

tipo de sustancia presente, la toxicidad de la misma para el sistema de tratamiento, la sinergia entre las sustancias, ni la calidad del lodo producido.

En lo que se refiere a las prácticas internacionales adoptadas para la admisión de efluentes no domésticos, hay naturalmente varias particularidades. Sin embargo, se puede decir que las normas se basan en la metodología de los límites locales, a veces asociada al empleo de pruebas de toxicidad en la evaluación del aporte de cargas tóxicas o en los programas de reducción de toxicidad.

El Cuadro 3.18 resume los límites máximos permisibles para el vertimiento de efluentes no domésticos en el sistema público de alcantarillado sanitario establecidos para algunas ciudades canadienses y para Puerto Rico, en comparación con la Legislación del Estado de São Paulo-Brasil.

Cuadro 3.18. Limites para vertimiento de efluentes no domésticos en sistemas de alcantarillado, establecidos para algunas ciudades canadienses y para Puerto Rico, en comparación con la Legislación del Estado de São Paulo-Brasil

Parámetro	Límites (mg/L) [a]						
	Norma brasilera NBR 9800	Estado de São Paulo/Brasil (artículo 19[A])	Ontario/ Canadá	Toronto/ Canadá	Hamilton-Wentworth/ Canadá	Edmonton/ Canadá	Puerto Rico
pH	6,0 a 10,0	6,0 a 10,0	5,5 a 9,5	6,0 a 10,5	6,0 a 10,0	6,0 a 10,5	6,5 a 9,0
DBO	-	-	300	300	300	300	250[d]
Cianuro Total	0,2	0,2	2	2	2	2,0	0,1
NTK	-	-	100	100	100	50	-
Fósforo total	-	-	10	10	10	10	-
Sólidos sedimentables	20	-	-	-	-	-	-
SST	-	-	350	350	350	300	250
Cadmio	0,1	1,5 [c]	1,0	1,0	0,7	0,1	0,1
Cromo total	5,0	5,0 [c]	5,0	5,0	5,0	4,0	1,0
Cobalto	-	-	5,0	5,0	5,0	-	-

Parámetro	Límites (mg/L) [a]						
	Norma brasilera NBR 9800	Estado de São Paulo/Brasil (artículo 19[A])	Ontario/ Canadá	Toronto/ Canadá	Hamilton-Wentworth/ Canadá	Edmonton/ Canadá	Puerto Rico
Cobre	1,5	1,5 [c]	3,0	3,0	3,0	1,0	1,0
Plomo	1,5	1,5 [c]	5,0	5,0	2,0	1,0	0,2
Molibdeno	-	-	5,0	5,0	5,0	5,0	-
Níquel	2,0	2,0 [c]	3,0	3,0	3,0	4,0	0,5
Plata	1,5	1,5 [c]	5,0	5,0	5,0	5,0	0,05
Vanadio	-	-	5,0	5,0	5,0	-	-
Zinc	5,0	5,0 [c]	3,0	3,0	3,0	2,0	0,5
Antimonio	-	-	5,0	5,0	5,0	-	-
Arsénico	1,5	1,5 [c]	1,0	1,0	1,0	1,0	-
Selenio	1,5	1,5 [c]	5,0	5,0	5,0	-	0,2
Mercurio	0,01	1,5 [b, c]	0,1	0,1	0,05	0,1	0,05
Estaño	4,0	4,0 [c]	-	5,0	-	-	5,0
Sulfuro	1,0	10	-	10	-	1,0	-
Sulfato	1000	1000	-	1500	-	1500	-
Manganeso	-	-	-	-	-		2,0
Fenol	5,0	5,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,5
Cloroformo	-	-	-	-	0,03	-	-
Tetracloroetileno	-	-	-	-	0,03	-	-
Tricloroetileno	-	-	-	-	0,07	-	-
Benceno	-	-	-	-	0,02	-	-
Etilbenceno	-	-	-	-	0,16	-	
Tolueno	-	-	-	-	0,14	-	-
o-Xileno	-	-	-	-	0,52	-	-
Aceites y Grasas	100	150	150	150	150	100	50,0
Hierro	-	-	-	-	-	-	2,0
Fluoruro	10	10	10	10	10	10	-
Aluminio	-	-	-	-	-	-	1,0

Fuente: adaptado de Sodeberg (1990) y Ebert (1999), citados por Sapia (2000); NBR 9.800 (1988)

a) todos los parámetros expresados en mg/L, excepto el pH y los sólidos sedimentables (mL/L)
b) el valor propuesto en la revisión del Artículo 19 A del Decreto Estatal 8468 (08/09/76) es de 0,1 mg/L
c) la suma de las concentraciones de los siguientes metales no debe ser superior a 5,0 mg/L: arsénico, cadmio, plomo, cobre, mercurio, plata, selenio, zinc, cromo total, estaño y níquel.
d) Para tratamiento secundario – (175 mg/L para el primario)

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (1988). *Critérios para lançamento de efluentes líquidos industriais no sistema coletor público de esgoto sanitário.* Brasil.

ADEME. (1998). *Connaissance et maîtrise des aspects sanitaires de l'épandage des boues d'épuration des collectivités locales*. ADEME, 75p.

ANDREW, C. Chang; PAGE, A L., ASANO, T. (1995). *Developing human health-related chemical guidelines for reclaimed wastewater and sewage sludge - applications in agriculture*. World Health Organization - Geneva.

ANDRAUS S., BORGES JC., HIGASHIKO CE., TAKAMATSU AL. (2000). Pesquisa de Salmonella spp. em amostra de lodo de esgoto e solo: Isolamento e identificação. In: *Manual de métodos para análises microbiológicas e parasitológicas em reciclagem agrícola de lodo de esgoto*. Andreoli & Bonnet, Curitiba, 2 ed. rev e ampl. 65-67.

AYRES R.M. (1992). *On the removal of nematode eggs in waste stabilization ponds and consequent potential health risks from effluent reuse.* PhD Thesis, University of Leeds, UK.

AYRES RM., LEE DL., MARA DD., SILVA SA. (1994). The accumulation, distribution and viability of human parasitic nematode eggs in the sludge of a primary facultative waste stabilization pond. *Trans. R. Soc. Trop. Med. and Hyg,* vol 87, 256-258.

AYRES R.M. MARA D.D. (1996). *Analysis of wastewater for use in agriculture*. World Health Organization, Geneva, 31p.

BAILENGER J. (1979). Mechanisms of parasitical concentration in coprology and their practical consequences. *J. Amer. Med. Technol*, vol 41, 65-71.

BERRON P. (1984). Valorisation agricole des boues d`épuration: aspects micro biologiques, *ISM*, nov 1984, n 11, 549-556.

CANADIAN WATER GUIDELINES (1993). *Task force on water quality guidelines of the Canadian Council of Ministers of Environment*.

CASTRO E. A, TRACZ J., PAULINO R., THOMAZ SOCCOL V. (2000). Correlação entre a prevalência de enteroparasitoses na população e a presença de patógenos no lodo, 178-188. In: *I Seminário Nacional de Microbiologia Aplicada ao Saneamento*. 5 – 7 Junho, 2000, Vitória, Espírito Santo. 251pp.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1992). *Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge under 40CFR part 503*. Office of Water, Office of Science and Technology Sludge Risk Assessment Branch. Washington, DC 20460, 147.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1983). *Process design manual for land application of municipal sludge.* Cincinnati, OH45268, October.

FEIX I., WIART J. (1998). *Les agents pathogènes. Connaissance et maîtrise des aspects sanitaires de l'épandage des boues d'épuration des collectivités locales*, ADEME, 75p.

FERNANDES, F., SILVA, S.M.C.P. (1999). *Manual Prático para Compostagem de Biossólidos.* PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico - ABES, Rio de Janeiro, 84 p.

GASPARD P G., SCHWARTZBROD J. (1995). Helminth eggs in wastewater: quantification technique. *Water Science and Technology,* vol 31, no 5-6, p.443-446.

GASPARD P G., WIART J., SCHWARTZBROD J. (1996). A method for assessing the viability of nematode eggs in sludge. *Environmental Technology*, vol 17, p.415-420.

GREENPEACE (2001). *Banco de textos sobre desenvolvimento sustentável*. Disponível em: http://www.greenpeace.org.br. Acesso em 26/02/01.

HELOU, L. C. (2000). *Otimização de estações de tratamento de esgotos convencionais por lodos ativados com aproveitamento dos efluentes para reuso*. São Paulo, out/2000. Tese (doutorado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. 265p.

HIRATA, A Y. (1997). *Caracterização do material dragado do Rio Tietê e avaliação de sua utilização na construção civil*. São Paulo. Dissertação (mestrado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.137p.

KLAASSEN, C. D. (1985). Principles of toxicology. In. *Casarett and Doull's Toxicology: The basic science of poisons*. 3rd ed. Macmillan Publishing Co. New York.

LA GREGA, M. D; BUCKINGHAM, P., EVANS, J. (1994). *Hazardous waste*. McGraw- Hill Book Co. 1146 pp.

LUDUVICE, M. (2000). Experiência da Companhia de Saneamento do Distrito Federal na reciclagem de biossólido, 153 –162. In: *Impacto ambiental do*

uso agrícola do lodo de esgoto. Ed. BETTIOL e CAMARGO. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente. 312p.

MEDEIROS, MLB., THOMAZ SOCCOL, V., CASTRO E.A., TOLEDO E.B., BORGES J., PAULINO R., ANDRAUS S. (1999). Aspectos Sanitários. In: *Reciclagem de biossólidos. Transformando problemas em soluções*. p. 120-179.

MELO, I. S., AZEVEDO, J. L. (eds). (1997). *Microbiologia Ambiental*. Jaguariúna: Embrapa- CNPMA. 440p.

MORITA, D. M. (1993). *Tratabilidade de águas residuárias contendo poluentes perigosos- estudo de caso*. São Paulo. Tese (doutorado)- Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. 885p.

OGA, S. (1998). *Fundamentos de toxicologia*. Ed. Ateneu. São Paulo.

OMS (1989). *Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture. Technical Report Series 778*. World Health Organization. Geneva, 1989.

PAGANINI, W. S. (1997). *Disposição de esgotos no solo*. Fundo Editorial da AESABESP. 232p.

PASSAMANI FRF., MOTTA JS., FIGUEIREDO, GONÇALVES R.F. (2000). Pasteurização do lodo de um reator UASB na remoção de Coliformes Fecais e Ovos de Helmintos. In: *I Seminário Nacional de Microbiologia Aplicada ao Saneamento*. 5 – 7 Junho 2000, Vitória, Espírito Santo. 251pp.

ROSSETTI (2001). *Banco de dados de química do Prof. Rossetti*. Disponível em: http://www.rossetti.eti.br. Acesso em 26/02/01.

SAPIA, P. M. A. (2000). *Proposta de critérios de recebimento de efluentes não domésticos para o sistema público de esgoto da Região Metropolitana de São Paulo*. São Paulo. Dissertação (mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. 302 p.

SCHWARTZBROD J., MATHIEU C., THEVENOT M T., BARADEL J M., SCHWARTZBROD L. (1986). Analyse parasitologique et virologique des boues de station d'épuration. *TMS - L'eau*, vol 81, no 3, p. 149-153.

SCHWARTZBROD J., MATHIEU C., THEVENOT M T., BARADEL J M., SCHWARTZBROD L. (1990). Sludge parasitological contamination. In: L'HERMITTE. P. ED. *Treatment and use of sewage sludge and liquid agricultural wastes*. Congrès d'Athenes (GR), 1-4 octobre 1990, Elsevier Appl. Sc.

THOMAZ-SOCCOL V., PAULINO R C., CASTRO E A. (1997). Helminth eggs viability in sewage and biosolids sludge in Curitiba, Parana, Brazil. *Brazilian Arch. of Biol and Technol.,* vol 40, no 4, p. 829-836.

THOMAZ-SOCCOL V., PAULINO R C., CASTRO E A. (2000). Metodologia para análise parasitológica em lodo de esgoto. In: *Manual de métodos para análises microbiológicas e parasitológicas em reciclagem agrícola de lodo de esgoto*. Andreoli & Bonnet, Curitiba, 2 ed. rev e ampl. 28-41.

THOMAZ SOCCOL V. (2000). Riscos de contaminação do agrossistema com parasitos pelo uso de lodo de esgoto –145-128. In: *Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto*. Ed. BETTIOL e CAMARGO. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente. 312p.

TSUTIYA MT. (2000). Alternativas de disposição final de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. 69 – 105. In: *Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto*. Ed. BETTIOL e CAMARGO. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente. 312p.

YANKO, W. A. (1987). Occurrence of pathogens in distribution and marketing municipal sludges. In: EPA. *Environmental regulation and technology. Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge*. Report U. S. EPA 625/R-92/013, 149.

WEF - WATER ENVIRONMENT FEDERATION. (1994). *Pretreatment of industrial waste. Manual of practice FD- 3*. 252 p.

WEF - WATER ENVIRONMENT FEDERATION (1996). *Manual of practice OM-4. Developing source control programs for commercial and industrial wastewater*. 382p.

WEBBER. M. D. (1993). Guides for land application of sludge. In: *Risk assessment for sludge management - Watershed management 2000 – Improvement of water resources management in the state of São Paulo*. 5-6 Outubro 1998.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. (1996). *Drinking water quality guidelines*. USA.

CAPÍTULO 4

PROCESOS DE ESTABILIZACIÓN DE LODOS

Maurício Luduvice

4.1. INTRODUCCIÓN

El lodo de aguas residuales en su estado natural (lodo crudo) es rico en organismos patógenos, fácilmente putrescible y rápidamente desarrolla olores ofensivos. Los procesos de estabilización han sido desarrollados con el objetivo de estabilizar la fracción biodegradable de la materia orgánica presente en el lodo, reduciendo el riesgo de putrefacción, así como para disminuir la concentración de patógenos.

Los procesos de estabilización pueden dividirse en (Figura 4.1):

- estabilización biológica: utiliza bacterias específicas para promover la estabilización de la fracción biodegradable de la materia orgánica
- estabilización química: la estabilización se logra mediante la oxidación química de la materia orgánica
- estabilización térmica: obtenida a partir de la acción del calor sobre la fracción volátil en recipientes herméticamente cerrados.

Por ser la principal ruta de estabilización del lodo adoptada en todo el mundo, los procesos de estabilización biológica recibirán mayor atención en este capítulo.

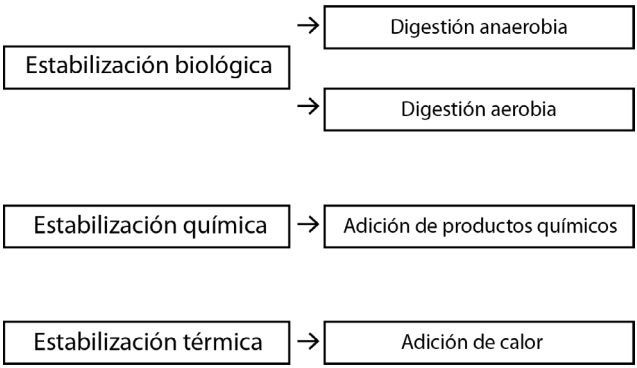


Fig. 4.1. Principales procesos de estabilización de lodos

Siguiendo una tendencia mundial, la digestión anaerobia mesofílica es el principal proceso de estabilización de lodos utilizado en Brasil. Los procesos de compostaje son comunes en plantas de tratamiento de residuos sólidos urbanos, y se encuentran en un número limitado de PTARs de pequeño tamaño. La digestión aerobia, aún poco difundida en Brasil y diversos países de América Latina, tiene su utilización limitada a la estabilización del exceso de lodo activado proveniente de PTARs con remoción biológica de nutrientes (un ejemplo de ello en el contexto brasilero son las PTARs Brasilia Norte y Brasilia Sur de la Compañía de Saneamiento del Distrito Federal - CAESB). Otros procesos utilizados en la estabilización del lodo son el compostaje, el tratamiento alcalino y el secado térmico.

A continuación, en el Cuadro 4.1, se presentan los principales métodos de disposición final del lodo asociados a diferentes procesos de estabilización. La estabilización del lodo facilita su disposición final, abriendo alternativas para su reúso como acondicionador de suelo en la agricultura.

Cuadro 4.1. Tecnologías de estabilización y métodos de disposición final

Proceso de Tratamiento	Uso o Método de Disposición Final
Digestión anaerobia / aerobia	Produce biosólido apto para ser utilizado con restricciones en la agricultura, como acondicionador de suelo y fertilizante orgánico. Usualmente seguido de deshidratación. Necesita de pos-tratamiento por higienización para utilización no restringida en la agricultura.
Tratamiento químico (alcalinización)	Utilizado en la agricultura o en la cobertura diaria de rellenos sanitarios.
Compostaje	Producto similar al suelo vegetal apropiado para utilización en viveros, horticultura y paisajismo. Usualmente es adoptado después de la deshidratación del lodo.
Secado térmico (peletización)	Producto con elevados niveles de sólidos, significativa concentración de nitrógeno y libre de patógenos. Es Indicado para uso no restringido en la agricultura.

En los diferentes sistemas de tratamiento de aguas residuales presentados en el Capítulo 2 y listados en el Cuadro 4.2 se puede observar que el grado de estabilización del lodo producido varía de acuerdo con el proceso de tratamiento adoptado.

Cuadro 4.2. Procesos de tratamiento de aguas residuales y el correspondiente grado de estabilización del lodo

Sistema	Característica del lodo		
	Lodo primario	Lodo secundario	Lodo químico
Tratamiento primario (convencional)	crudo		
Tratamiento primario (tanques sépticos)	estabilizado		
Tratamiento primario con coagulación	crudo		
Laguna facultativa		estabilizado	
Laguna anaerobia - laguna facultativa		estabilizado	
Laguna aireada facultativa		estabilizado	
Laguna aireada mezcla completa - laguna sedimentación		estabilizado	
Laguna facultativa + laguna de maduración		estabilizado	
Laguna facultativa + laguna de alta tasa		estabilizado	
Laguna facultativa + remoción físico-química de algas		no estabilizado	
Infiltración lenta		(a)	
Infiltración rápida		(a)	
Escurrimiento superficial		(a)	
Sistemas de humedales construidos		(a)	
Tanque séptico + filtro anaerobio	estabilizado	estabilizado	
Tanque séptico + infiltración	estabilizado	(a)	
Reactor UASB		estabilizado	
UASB + lodos activados		estabilizado (b)	
UASB + biofiltro aireado sumergido		estabilizado (b)	
UASB + filtro anaerobio		estabilizado	
UASB + filtro biológico de alta carga		estabilizado (b)	
UASB + flotación		estabilizado	estabilizado
UASB + lagunas de pulimento		estabilizado (c)	
UASB + escurrimiento superficial		estabilizado (a)	
Lodos activados convencional	crudo	no estabilizado	
Aireación prolongada		estabilizado	
Reactor discontinuo secuencial (aireación prolongada)		estabilizado	
Lodos activados convencional con remoción biológica de N/P	crudo	no estabilizado	
Lodos activados con remoción biológica y química de N/P		no estabilizado	no estabilizado
Filtro biológico de baja carga	no estabilizado	no estabilizado	
Filtro biológico de alta carga	no estabilizado	no estabilizado	
Biofiltro aireado sumergido		no estabilizado	
Biodisco	no estabilizado	no estabilizado	

(a) En sistemas de aplicación controlada en el suelo, se hace necesaria la remoción periódica de la biomasa vegetal formada.

(b) Presupone el retorno del lodo aerobio de exceso hacia el reactor anaerobio, donde experimenta espesamiento y digestión, junto con el lodo anaerobio.

4.2. DIGESTIÓN ANAEROBIA

4.2.1. Introducción

El término digestión, en el tratamiento de aguas residuales, es aplicado al proceso de estabilización de la materia orgánica obtenido a través de la acción de poblaciones de bacterias que son mantenidas en contacto con el lodo en condiciones que propicien su crecimiento y reproducción. Los procesos de digestión pueden ser anaerobios, aerobios, o inclusive la combinación de los dos. El Cuadro 4.3 muestra las principales diferencias entre el lodo crudo y el lodo digerido.

Cuadro 4.3. Comparación entre lodo crudo y lodo digerido anaerobio

Lodo crudo	Lodo digerido
Materia orgánica inestable	Materia orgánica estabilizada
Elevada fracción biodegradable en la materia orgánica	Baja proporción de fracción biodegradable
Alto potencial para generación de olores	Bajo potencial para generación de olores
Alta concentración de patógenos	Concentración de patógenos menor a la del lodo crudo

El proceso de digestión anaerobia es conocido por los ingenieros sanitaristas desde el final del siglo 19, caracterizándose por la estabilización de la materia orgánica en ambiente libre de oxígeno molecular. Debido a su robustez y alta eficiencia, la digestión anaerobia está presente desde los simples tanques sépticos domésticos, actuando como solución individual para una residencia, hasta plantas de tratamiento completamente automatizadas sirviendo así a grandes regiones metropolitanas. En el período entre la primera y la segunda guerra mundial, la digestión anaerobia experimentó una gran evolución, con varios conceptos, hasta hoy utilizados en el dimensionamiento de digestores, desarrollados principalmente en Alemania, Inglaterra y Estados Unidos.

La digestión anaerobia es un proceso bioquímico de múltiples etapas capaz de estabilizar diferentes tipos de materia orgánica. El proceso anaerobio se presenta en tres fases o etapas:

- Las enzimas rompen compuestos orgánicos complejos, como celulosa, proteínas y lípidos, en compuestos solubles, como ácidos grasos, alcoholes, dióxido de carbono y amoníaco.
- Los microorganismos convierten los productos de la primera etapa en ácido acético, propiónico, hidrógeno, dióxido de carbono además de otros ácidos orgánicos de bajo peso molecular.
- Dos grupos de bacterias formadoras de metano entran en acción: un grupo logra producir metano a partir de dióxido de carbono e hidrógeno, mientras un segundo grupo realiza la conversión de acetatos en metano y bicarbonatos.

4.2.2. Principales requisitos para la digestión del lodo

La eficiencia y estabilidad del proceso de digestión anaerobia son variables directamente relacionadas con las características del lodo que alimenta al digestor. El lodo crudo que llega al digestor anaerobio es una mezcla compleja de materiales con las características determinadas por el área de drenaje atendida y el proceso de tratamiento adoptado en la PTAR.

Normalmente la presencia de macro y micronutrientes es suficiente para asegurar el desarrollo del proceso de digestión anaerobia, excepto en casos de digestores que tratan únicamente lodo industrial. Si los nutrientes no son motivo de preocupación, la presencia de otros materiales puede afectar el desempeño operacional del digestor. De esta forma es fundamental la observancia de los requisitos que se listan a continuación:

Tratamiento preliminar. El lodo crudo proveniente de los sedimentadores primarios contiene, con raras excepciones, grandes concentraciones de fibra, plásticos, arena y otros materiales inertes. Dichos materiales

pasan a través del tratamiento preliminar, lo que genera obstrucción y rotura de tuberías, daños a los rotores de bombas de alimentación y a los sistemas internos de mezcla de los digestores. El llenado progresivo del digestor por arena y otros materiales termina reduciendo el área útil de digestión en su interior, con el consecuente comprometimiento de su desempeño. El buen funcionamiento de las unidades que componen el tratamiento preliminar – rejillas y desarenadores es de fundamental importancia para mantener la eficiencia de la digestión y reducir la necesidad de intervenciones de mantenimiento en la unidad.

Concentración de lodo. El espesamiento del lodo se utiliza como forma de disminuir el volumen necesario para la digestión. Dicho espesamiento se realiza por medio de espesadores por gravedad, flotadores o inclusive en el sedimentador primario. Se recomienda que la concentración de sólidos en la alimentación del digestor oscile entre 4 y 8%, pudiendo alcanzar valores superiores, siempre y cuando las condiciones de alimentación y mezcla así lo permitan. Concentraciones de sólidos inferiores a 2,5% tienden a reducir la eficiencia del proceso de digestión.

Sustancias inhibidoras. Las bacterias anaerobias son sensibles a una serie de sustancias que, dependiendo de la concentración, pueden paralizar completamente el proceso de digestión. Un rígido control en el vertimiento de efluentes industriales en la red colectora y una legislación ambiental efectiva son los principales medios para evitar la entrada de cargas tóxicas a la PTAR. Los principales agentes inhibidores son:

- Hidrocarburos;
- Compuestos organoclorados;
- Detergentes aniónicos no biodegradables;
- Agentes oxidantes;
- Cationes inorgánicos.

Los compuestos organoclorados y los hidrocarburos son resultado de actividades industriales en las cuencas de drenaje de la PTAR.

Los compuestos organoclorados son conocidos por su toxicidad, persistencia y capacidad de bioacumulación, mientras que algunos herbicidas son rápidamente degradados durante el proceso de digestión anaerobia.

Los detergentes (o tensioactivos) aniónicos fueron motivo de gran preocupación durante el período en que no eran biodegradables. La legislación brasilera, desde el inicio de la década de 1980, no permite la fabricación de este tipo de compuestos. Sin embargo, en diversos países de América Latina, Asia y África aún se utiliza dichos detergentes.

Agentes oxidantes tales como el ion cúprico, ion férrico y cromo hexavalente presentan acción inhibidora durante la fase metanogénica, cuando un porcentaje significativo de la materia orgánica ya fue removido. Estos iones reaccionan con los iones sulfuro, alterando el equilibrio del azufre del interior del digestor.

Los cationes inorgánicos, como sodio, potasio, calcio y magnesio, son nutrientes que pese a estar en pequeñas concentraciones (75 a 400 mg/L) pueden ejercer fuerte inhibición en concentraciones por encima de 4.500 mg/L. La concentración de amoníaco considerada óptima varía entre 50 y 1.000 mg/L, concentraciones entre 1.000 y 1.500 mg/L pueden ejercer moderada inhibición, concentraciones superiores a 3.000 mg/L ejercen fuerte inhibición. Sin embargo, dichas concentraciones son raras y frecuentemente asociadas a la recepción de efluentes de porcicultura.

Metales pesados. El término metal pesado abarca a metales como cobre, zinc, mercurio, cadmio, cromo, níquel y plomo. Dichos metales pueden inhibir la digestión anaerobia al estar presentes individualmente o en la forma de compuestos metálicos, al reaccionar con las enzimas esenciales asociadas al proceso y formar complejos insolubles. Con excepción del cadmio y el mercurio, los otros metales, en la concentración adecuada, son considerados micronutrientes. El grado de toxicidad del metal pesado varia de acuerdo con:

- el metal;
- la presencia de otros metales;
- el pH del medio;
- las concentraciones de sulfuro y carbonato en el lodo.

La destrucción de la materia orgánica durante la digestión anaerobia hace que la concentración de metales pesados en el lodo digerido sea superior a la del lodo crudo en términos de peso seco.

4.2.3. Descripción del proceso

En una PTAR de lodos activados convencional, la mezcla entre el lodo primario y el exceso de lodo activado es estabilizada biológicamente en condiciones anaerobias, y convertida en metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2). El proceso se realiza en reactores biológicos cerrados, conocidos como digestores anaerobios. El digestor es alimentado de forma continua o de manera intermitente y el lodo es mantenido en su interior por determinado período. El tiempo que el lodo permanece en el digestor se conoce como tiempo de retención.

La parte orgánica del lodo de aguas residuales es formada básicamente por polisacáridos, proteínas y grasa. En el interior del digestor, colonias de bacterias anaerobias convierten la materia orgánica en masa celular, metano, gas carbónico y otros microcomponentes. En el digestor coexisten tres grupos de microorganismos mutuamente dependientes entre sí:

- hidrolíticos acidogénicos;
- acetogénicos;
- metanogénicos.

Esta población bacteriana permanece en equilibrio dinámico, con las concentraciones entre ellas variando de acuerdo con las condiciones operacionales de cada digestor.

Otros microorganismos encontrados y que pueden desempeñar papel fundamental en el proceso de digestión son las bacterias reductoras de sulfato y las bacterias desnitrificantes. Las bacterias reductoras de sulfato son responsables por la reducción del ion sulfato (SO_4^-) al ion sulfuro ($S^=$), mientras que las desnitrificantes reducen el nitrato (NO_3^-) a nitrógeno gaseoso (N_2).

El potencial redox en el interior de digestores anaerobios es de – 265mV $\pm$ 25mV para pH 7, pudiendo ser reducido en 60mV para cada unidad de pH aumentada. El medio en el interior del digestor es eminentemente reductor. La digestión puede ocurrir entre pH 6 - 8, aunque en la práctica, debido al efecto tampón de bicarbonatos, sulfuros y amoníaco, el pH se mantenga cercano a la neutralidad. El pH óptimo para el proceso anaerobio es de 7,0, con el ácido acético no ionizado ejerciendo un efecto inhibidor en pH ácido y el nitrógeno amoniacal en la forma no ionizada (NH_3) que se vuelve tóxica en condiciones de pH alcalino.

El mantenimiento del equilibrio nutricional en el interior del digestor es vital para el control del crecimiento bacteriano y consecuentemente de la tasa de degradación de la materia orgánica. Los principales nutrientes en orden decreciente de importancia son: nitrógeno, azufre y fósforo. Hierro, cobalto níquel, molibdeno y selenio son los principales micronutrientes completados por riboflavina y vitamina B12. El hierro, debido a sus propiedades de óxido-reducción y su participación en el metabolismo energético, es considerado el principal micronutriente de la digestión anaerobia.

La Figura 4.2 presenta esquemáticamente las diversas transformaciones que ocurren en el proceso de la digestión anaerobia. Detalles adicionales acerca de la microbiología del proceso pueden obtenerse en el Volumen 5 de la presente serie de libros (Reactores Anaerobios, cuya versión impresa en español fue publicada en 2013 por la Editorial de la Universidad de Nariño, y en formato e-book en 2021 por la misma editorial).

Bacterias acidogénicas. Actúan en la primera fase de la digestión anaerobia, responsabilizándose, en la presencia de determinadas enzimas,

por la conversión de polisacáridos, celulosa, almidón, proteínas y grasas en compuestos orgánicos de cadena corta, que son fácilmente absorbidos a través de la pared celular. Los principales productos de las bacterias acidogénicas son: ácidos orgánicos de cadena molecular reducida, aminoácidos, azúcares, CO_2, hidrógeno, amoníaco, además de pequeñas concentraciones de alcoholes, aldehídos, cetonas y masa celular.

La degradación de la celulosa está limitada por la presencia de lignina, que restringe la acción de las enzimas necesarias para la reacción anaerobia. A pesar de contener celulosa, el papel higiénico actualmente producido es fácilmente degradado, mientras que el papel periódico es más resistente a la digestión anaerobia debido a la mayor presencia de la lignina.

Durante la fase acidogénica la demanda química de oxígeno (DQO) se mantiene inalterada y no existe estabilización de la materia orgánica. La gran mayoría de las bacterias acidogénicas es anaerobia, aunque también existan las anaerobias facultativas y las aerobias.

Bacterias acetogénicas. Atacan los ácidos grasos volátiles y otros compuestos orgánicos formados durante la fase acidogénica, produciendo ácido acético e hidrógeno gaseoso. Sobreviven en relación de simbiosis con las arqueas metanogénicas.

Arqueas metanogénicas. Las arqueas metanogénicas producen metano a partir de los productos resultantes de la fase de fermentación ácida. Conforme se muestra en la Figura 4.2, la producción de metano durante el proceso de digestión anaerobia sigue dos rutas distintas: (a) arqueas metanogénicas autotróficas, que oxidan hidrógeno en la presencia de CO_2, utilizado como receptor final de electrones y (b) arqueas metanogénicas acetoclásticas producen metano a partir de acetatos, metanol, etc., utilizados como sustrato.

Las arqueas metanogénicas acetoclásticas son responsables por cerca de 70% de la producción de metano, restando a las autotróficas el otros 30%. A pesar de ser un grupo bastante diversificado, las arqueas metanogénicas se caracterizan por la capacidad de reducir CO_2 a

metano y sintetizar el carbono celular a partir de este mismo CO_2. Sin embargo solamente las especies *Methanosarcina* y *Methanotrix* son capaces de utilizar el ácido acético como sustrato, lo que les permite dominar la población de arqueas metanogénicas en el digestor.

Bacterias reductoras de sulfato: Este grupo de bacterias compite con las bacterias metanogénicas por los productos de la fermentación ácida (ácidos volátiles, acetatos, entre otros), produciendo CO_2 y gas sulfhídrico (H_2S). En condiciones extremas, las bacterias reductoras de sulfato pueden suplantar a las bacterias metanogénicas inhibiendo por completo la producción de metano.

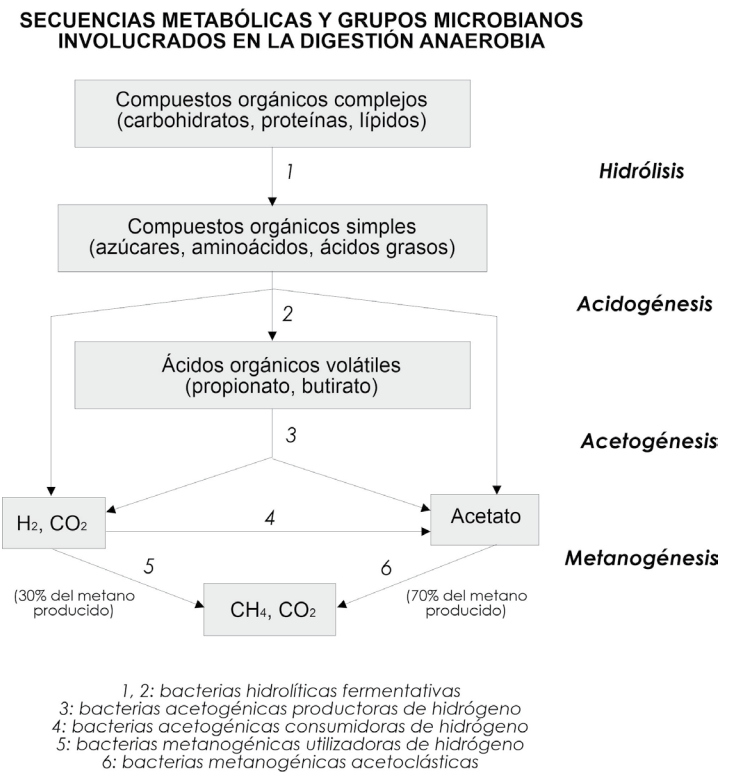


Fig. 4.2. Esquema de las fases microbiológicas de la digestión anaerobia (adaptado de CIWEM, 1996)

4.2.4. Cinética de reacción

Debido a la variedad de grupos de bacterias que actúan en el proceso de digestión anaerobia, el buen desempeño del digestor anaerobio está directamente relacionado con la concentración y con la diversidad de la población de bacterias presentes en el interior del digestor. El tiempo de retención de sólidos en el digestor (θ_c) deberá ser definido de tal manera que asegure la presencia de los grupos de bacterias con tasa de crecimiento lento en el interior del digestor, evitando de esta forma la pérdida indeseada por arrastre o lavado ("*wash-out*") de tales grupos de bacterias.

En digestores anaerobios convencionales, operados como un reactor de mezcla completa, el tiempo de retención de sólidos es equivalente al tiempo de retención hidráulica, el cual se lo puede determinar por medio de la Ecuación 4.1.

$$t = \theta_c = \frac{V}{Q} \qquad (4.1)$$

Donde:
t : tiempo de retención hidráulica (d)
θ_c : tiempo de retención de sólidos (d)
V : volumen del digestor (m^3)
Q : caudal de alimentación del digestor (m^3/d)

Debido a su baja tasa de crecimiento bacteriano, las bacterias metanogénicas son las que terminan determinando el tiempo de reacción requerido para la digestión anaerobia y, en consecuencia, el tiempo de retención del lodo en el digestor. Otras características relacionadas a θ_c y de extrema importancia en el desempeño del digestor son las que se relacionan a continuación:

- El tiempo de retención de sólidos crítico determina el límite inferior, a partir del cual la eficiencia del proceso es reducida rápidamente con el "*wash out*" de las bacterias metanogénicas;

- La eficiencia del digestor no aumenta indefinidamente con el tiempo de retención. Por encima del tiempo de retención óptimo la ganancia en eficiencia es limitada, por ello no justifica la inversión necesaria para tal fin;
- La tasa de conversión de la materia es independiente del volumen de lodo alimentado diariamente.

En la práctica, los digestores anaerobios son dimensionados con tiempo de retención por encima del óptimo, de tal forma que logre compensar eventuales problemas operacionales como: (a) fluctuación en el volumen de lodo producido, (b) ineficiencia del sistema de mezcla, (c) variación de temperatura ambiente y (d) pérdida de volumen efectivo por acumulación de material inerte.

Como puede ser visto en el Cuadro 4.4, la cinética de la digestión anaerobia depende fundamentalmente de las arqueas metanogénicas. En situaciones normales, existe en el interior del digestor una perfecta interacción entre el medio y los diversos grupos de bacterias presentes. Cuando dicho equilibrio es afectado, hay una influencia negativa en el desarrollo del proceso. Como ejemplo, se pueden citar los efectos que puede causar la sobrecarga de materia orgánica en un digestor anaerobio:

- conversión de la materia orgánica en ácidos volátiles a partir de la acción de las bacterias acidogénicas a una velocidad superior a la capacidad de procesamiento de las arqueas metanogénicas;
- aumento en la concentración de ácidos volátiles, que reaccionan con la alcalinidad, inhibiendo el efecto tampón del medio y provocando con ello la caída del pH;
- acidificación del reactor, trayendo como consecuencia la inhibición de las bacterias metanogénicas;
- inhibición de las bacterias acetogénicas debido a la creciente acidificación del medio, cesando así la producción de metano e indicando el colapso del proceso de digestión anaerobia.

Cuadro 4.4. Principales características de los organismos anaerobios

Parámetro	Arqueas metanogénicas	Bacterias acidogénicas y acetogénicas
Tasa de crecimiento	Lenta	Alta
pH	Alta sensibilidad	Baja sensibilidad
Temperatura	Alta sensibilidad	Sensibilidad moderada
Agentes Tóxicos	Alta sensibilidad	Sensibilidad moderada
Ácidos Volátiles	Alta sensibilidad	Baja sensibilidad
Potencial Redox	Alta sensibilidad	Baja sensibilidad

4.2.5. Reducción de patógenos

El lodo crudo concentra gran variedad de agentes patógenos, la concentración y el tipo de tales organismos reflejan la salud de la comunidad a la que la PTAR sirve, además de poder indicar la contribución de efluentes de industrias alimenticias.

Durante el proceso de digestión la presencia de estos organismos es reducida de forma considerable, favoreciendo la utilización del lodo para fines agrícolas. La estabilización anaerobia actúa como una barrera parcial entre los agentes patógenos y el usuario del lodo, reduciendo los riesgos de transmisión de enfermedades. Esta característica del proceso de digestión se aborda de manera amplia en el Capítulo 6.

4.2.6. Dimensionamiento de digestores anaerobios

Los digestores anaerobios son reactores biológicos cerrados construidos en concreto o acero, donde el lodo crudo es mezclado – y calentado en países de clima templado. El gas proveniente del proceso de digestión es almacenado en gasómetros flotantes para su procesamiento o para quema. La configuración de los digestores varía de acuerdo con la disponibilidad de área, la necesidad de mantenimiento de régimen de mezcla completa y la remoción de arena y nata. Tradicionalmente los digestores eran construidos en formato cilíndrico y fondo cónico con diámetro variando entre 8 y 40 m e inclinación en el fondo de 1:3. Las

inclinaciones superiores a 1:3, pese a ser eficientes en la remoción de arena, son de difícil ejecución, y por eso son raramente utilizadas. Más recientemente el formato ovalado se ha vuelto el preferido por diseñadores y operadores debido a la facilidad en el control de nata y arena a partir de paredes laterales de elevada inclinación y a la menor exigencia con relación a la densidad de mezcla exigida, en comparación con un digestor de formato cilíndrico (Figura 4.3).

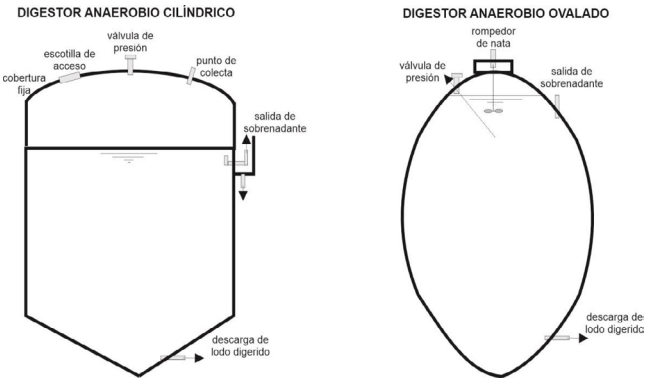


Fig. 4.3. Formatos típicos de reactores anaerobios (adaptado de WEF MOP 8, 1996)

La pérdida de calor a través de las paredes del digestor puede ser considerable, principalmente en climas más fríos. La colocación de ladrillos cerámicos en la pared externa del digestor produce un óptimo efecto plástico y ayuda en la conservación del calor. Ocasionalmente se encuentran digestores semienterrados; sin embargo, dicha práctica es poco aconsejable, pues el suelo, cuando se encuentra húmedo, se vuelve un mal aislante térmico.

La gran mayoría de los digestores de formato cilíndrico posee diámetro inferior a 25 m. Tradicionalmente la relación altura: diámetro ha variado entre 1:2 y 1:3, con el fondo del digestor construido con inclinación de hasta 33%. Actualmente ya se dimensionan digestores con la relación

altura: diámetro de 1:1, con fondos de inclinación reducida o inclusive igual a cero.

Hasta el inicio de los años 70 los digestores eran dimensionados para tiempos de retención de 25 a 30 días, como mecanismo de compensar eventuales pérdidas de volumen por acumulación de arena, elevados niveles de humedad del lodo crudo y deficiencia del sistema de mezcla. Últimamente este período se ha reducido para 18 a 25 días, para las condiciones del contexto brasilero. Los parámetros típicos para el dimensionamiento de digestores anaerobios se listan en el Cuadro 4.5.

Cuadro 4.5. Parámetros típicos para dimensionamiento de digestores anaerobios

Parámetro	Valores típicos
Tiempo de retención (θ_c) (d)	18 – 25
Carga orgánica volumétrica (kg SV/m^3.d)	0,8 – 1,6
Carga volumétrica de sólidos totales (kg SS/m^3.d)	1,0 - 2,0
Concentración del lodo crudo afluente (%)	3 – 8
Fracción de sólidos volátiles en el lodo crudo (%)	70 – 80
Eficiencia de reducción de sólidos totales (%ST)	30 – 35
Eficiencia de reducción de sólidos volátiles (% SV)	40 – 55
Producción de gas (m^3/kg SV destruido)	0,8 – 1,1
Valor calorífico del gas (MJ/m^3)	23,3
Producción de lodo digerido (gST/hab.día)	38 – 50
Producción de gas (L/hab.día)	20 – 30
Poder calorífico del lodo crudo (MJ/kgST)	15 – 25
Poder calorífico del lodo digerido (MJ/kgST)	8 –15

Fuente: adaptado de CIWEM (1996)

El volumen requerido para el digestor está dado por:

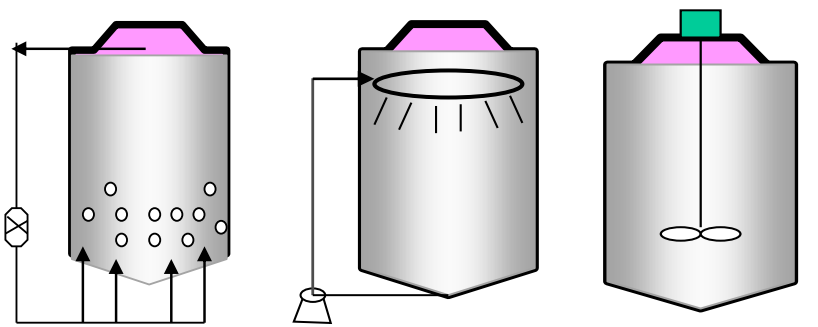
$$V = \frac{\text{carga SV afluente (kgSV/d)}}{\text{Carga orgánica volumétrica (kgSV/m}^3\text{.d)}} \quad (4.2)$$

4.2.7. Mezcla en digestores anaerobios

Como fue visto anteriormente, el mantenimiento de un medio homogéneo en el interior del digestor es fundamental para su buen desempeño. La homogeneidad necesaria es asegurada a través de la adopción de equipos de mezcla, que tiene como objetivos:

- Garantizar la uniformidad del medio interno desde el punto de vista físico, químico y biológico
- Dispersar rápidamente el lodo crudo que ingresa al digestor
- Minimizar la estratificación térmica, evitando la existencia de gradientes de temperatura.
- Minimizar la formación de nata y la acumulación de material inerte (principalmente arena)
- Maximizar el volumen útil del digestor, minimizando la formación de cortos-circuitos que puedan promover la formación de zonas muertas
- Diluir la concentración de eventuales agentes inhibidores en todo el volumen del digestor

La Figura 4.4 presenta esquemáticamente los principales tipos de mezcla utilizados en digestores anaerobios.



a) Mezcla a través de recirculación de biogás presurizado

b) Mezcla a través de recirculación del lodo

c) Mezcla a través de mezclador mecánico

Fig. 4.4. Principales tipos de mezcla utilizados en digestores anaerobios (adaptado de Ferreira Neto, 1999)

Los sistemas de mezcla están normalmente distribuidos entre mecánicos y a gas comprimido. En este último el gas proviene del propio gas producido en el digestor, que es presurizado fuera del digestor y posteriormente es distribuido en su interior a través de difusores apoyados en el fondo o verticalmente a lo largo de su interior. La definición del tipo de sistema de mezcla es determinada por el formato y volumen del digestor además de las características del lodo a ser digerido.

En PTARs de tamaño medio o grande es común la utilización de dos digestores en serie como forma de optimizar el proceso de digestión y el desempeño del sistema de deshidratación del lodo. El digestor primario opera como un reactor de mezcla completa, siendo el responsable por la estabilización acelerada de la materia orgánica, mientras que en el digestor secundario predomina la separación de fases sólido / líquido. Normalmente los digestores secundarios no poseen sistemas de mezcla o calentamiento, excepto cuando son diseñados con dicha característica, para substituir el digestor primario o como reserva técnica de digestión.

El dimensionamiento de digestores secundarios sigue los mismos principios presentados en el Cuadro 4.5. El sistema de digestión en dos etapas normalmente utilizado se presentado en la Figura 4.5.

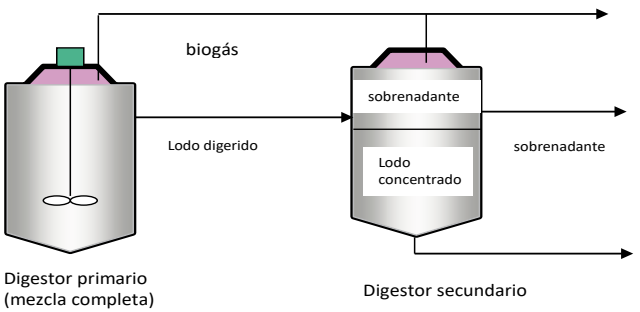


Fig. 4.5. Sistema de digestión anaerobia de lodo en dos etapas

4.2.8. Biogás

El gas producido durante el proceso de digestión anaerobia, también conocido como biogás, está formado básicamente por metano, CO_2 y pequeñas concentraciones de nitrógeno, oxígeno y H_2S, además de trazos de hidrocarburos volátiles.

La producción de biogás en el interior del digestor está directamente asociada a la alimentación de lodo crudo. En digestores alimentados en intervalos regulares a lo largo del día, la producción máxima ocurre normalmente 2 horas después de cada alimentación.

Esta producción es estimada en 0,8 m^3/kg de sólidos orgánicos volátiles destruidos, lo que caracteriza una producción de aproximadamente **25 L/hab.día**. La densidad del biogás, así como su capacidad calorífica, varía con su composición. Cuanto mayor es la concentración de metano en el biogás, mayor será su poder calorífico y menor su densidad. El poder calorífico del biogás que contiene cerca de 70% de metano es de aproximadamente 23.380 kJ/m^3 (6,5 kW/m^3). Para efectos de comparación, el gas natural que consiste en una mezcla de metano, propano y butano tiene un poder calorífico de 37.300 kJ/m^3 (10,4 kW/m^3).

Las tuberías ara transporte de biogás deben ser claramente identificadas y mantenidas en buen estado de conservación, y deben evitarse ambientes cerrados a lo largo de su trazado por la PTAR. Tales tuberías deben ser regularmente ensayadas contra fugas. Sin embargo, por más cuidadoso que se sea, es difícil evitar que ocurra una eventual fuga. De este modo, es importante que la utilización de fuentes de ignición, como equipos de soldadura y corte tenga su uso controlado, y que lámparas incandescentes no sean utilizadas sin protección. También es recomendable la instalación de mini-extractores en los cuadros de control localizados en áreas de baja ventilación donde existan líneas de lodo, de tal manera que se evite la acumulación eventual de gas en su interior, que podrá entrar en combustión en el momento del accionamiento de algún tipo de comando.

Una explosión solamente ocurrirá cuando se presente la combinación exacta de biogás y aire en la presencia de una fuente de calor (ej.: chispa) capaz de elevar la temperatura por encima de la temperatura de ignición de 700°C. Considerando que el biogás y el aire están naturalmente presentes en el área del digestor, las fuentes de calor son imposibles de ser completamente eliminadas (tales como hornillas o cuadros eléctricos) de las unidades de apoyo al digestor, se recomienda que el sistema de colecta y transporte de gas sea diseñado de tal forma que logre prevenirse la mezcla entre el biogás y el aire.

El biogás posee una estrecha franja de inflamabilidad formando una mezcla combustible con el aire solamente cuando alcanza concentraciones entre 5 y 15% de metano en la mezcla biogás/aire. El límite inferior de explosividad (LIE) es la concentración mínima de metano necesaria (5%) para hacer explotar una mezcla metano/aire expuesta a una fuente de ignición. El límite superior de explosividad (LSE) es de 15%. Una mezcla de metano/aire con concentraciones de metano por debajo del LIE es muy pobre para lograr ser quemada; por otro lado, en aquellas mezclas con concentraciones de metano por encima del LSE existe insuficiencia de oxígeno para mantener la combustión. El biogás en llama jamás explota, por ello no ofrece riesgo al ser bien utilizado.

Las principales características de los gases formadores del biogás, en términos de seguridad, están resumidas a continuación:

- *Metano* (CH_4) - inodoro, incoloro e inflamable con LIE de 5% y LSE de 15%. Posee densidad relativa inferior a la del aire (0,55), siendo fácilmente dispersado. No es tóxico, aunque en concentraciones elevadas pueda reducir la concentración de aire a niveles asfixiantes.

- *Gas Carbónico* (CO_2) – inodoro, incoloro y no inflamable. Posee densidad relativa superior la del aire (1,53), siendo asfixiante en concentraciones por encima de 2%.

- *Gas Sulfhídrico* (H_2S) – incoloro, inflamable y con olor característico de huevo podrido. Es irritante y asfixiante, en concentraciones superiores a 1% inhibe el sistema olfativo y provoca inconciencia. Posee densidad relativa cercana a la del aire (1,19), LIE de 4,3% y LSE de 43,5%.

El Cuadro 4.6 presenta la composición típica del biogás proveniente de la digestión anaerobia de lodos.

Cuadro 4.6. Composición típica del biogás

Gas	% (volumen/volumen)
Metano	62 –70
Gas carbónico	30 – 38
Gas sulfhídrico	50 – 3.000 ppm
Nitrógeno	0,05 – 1,0
Oxígeno	0,022
Hidrógeno	< 0,01
Vapor de agua	saturación

4.2.9. Temperatura interna y balance de energía

El mantenimiento de la temperatura en el interior del digestor cercana a 35 °C es fundamental para el buen desempeño operacional del mismo, especialmente en regiones de clima frío, donde la temperatura del lodo crudo puede alcanzar valores inferiores a 15 °C. El poder calorífico del lodo crudo varía entre **11 – 23 MJ/kgST** en peso seco, dependiendo del tipo de lodo y de la concentración de sólidos volátiles. El lodo digerido posee un poder calorífico inferior, variando entre **6 – 13 MJ/kgST**, debido a la menor concentración de sólidos volátiles.

La Figura 4.6 presenta un balance de masa y energía típico en un digestor anaerobio.

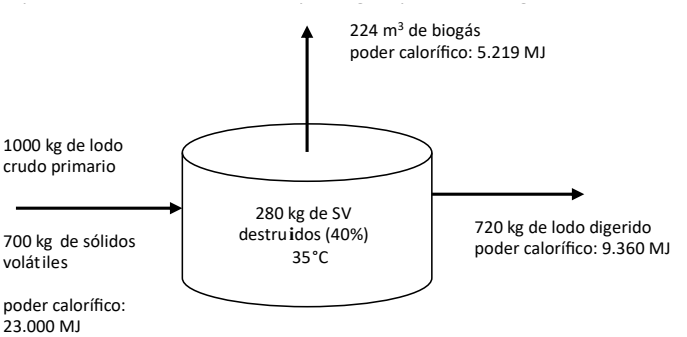


Fig. 4.6. Balance de masa y energía en digestor anaerobio

- *poder calorífico del lodo crudo: 23 MJ/kg * 1000 kg = 23.000 MJ*
- *cantidad de sólidos volátiles destruidos: 700 kg * 0,4 = 280 kg de SV*
- *cantidad de lodo digerido: 1000 – 280 = 720 kg*
- *poder calorífico del lodo digerido: 13 MJ/kg * 720 kg = 9.360 MJ*
- *producción de biogás: 0,8 m^3/kgSV destruido*
- *volumen de biogás producido: 280 kg * 0,8 m^3/kg = 224 m^3*
- *poder calorífico del biogás: 23,3 MJ/m^3 * 224 m^3 = 5.219 MJ*

El calentamiento es necesario para compensar la pérdida de calor a través de la superficie externa del digestor y elevar la temperatura del lodo crudo alimentado diariamente. El biogás generado puede ser utilizado como fuente de energía para calentamiento del digestor. El sistema utiliza el biogás para alimentar el quemador y calentar la caldera, donde el calentamiento del lodo se realiza de forma indirecta a través de intercambiadores de calor. En la gran mayoría de los casos, con excepción del inverno en climas muy fríos, el sistema es autosuficiente y no se hace necesaria la adición de una fuente externa de energía. La adición de una fuente externa (ej: aceite combustible) únicamente es necesaria durante el arranque de la unidad.

La cantidad de calor necesaria para mantener la temperatura interna del digestor cercana a 35 °C -digestión mesofílica-, se obtiene a través de la suma da la cantidad de calor necesaria para calentar el lodo crudo

con el calor necesario para compensar la pérdida de calor a través de las paredes del digestor así:

$$Q = M_f \times C_p \times \Delta T_1 + H \quad (4.3)$$

Donde:

Q: demanda diaria de energía del digestor (kJ/d)

M_f: masa de lodo crudo alimentado al digestor (kg/d)

Cp: calor específico del agua (kJ/kg.ºC)

ΔT_1: diferencia entre la temperatura del lodo crudo alimentado y la del digestor (°C)

H: pérdida de calor a través de la superficie del digestor (kJ/d)

La pérdida de calor diaria en toda la superficie del digestor puede ser determinada a través de la fórmula:

$$H = U \times A \times \Delta T_2 \times 86{,}4 \quad (4.4)$$

Donde:

U : coeficiente de transferencia de calor (J/s.m^2.°C)

A : área de la superficie externa del digestor (m^2)

ΔT_2: diferencia entre la temperatura interna del digestor y la temperatura ambiente externa (°C).

Masa de lodo crudo que alimenta al digestor - $\mathbf{M_f}$: para fines de termodinámica, un lodo crudo con hasta 6% de sólidos puede ser considerado como agua, con una masa específica de 1 kg/L y calor específico (**Cp**) de 4,20 kJ/kg.°C.

Diferencial de temperatura - Δ**T**: varía de acuerdo con las condiciones climáticas de donde el digestor está localizado. La temperatura interna del digestor debe permanecer entre 35°C $\pm$ 3°C**,** para asegurar condiciones de digestión mesofílicas.

Coeficiente de transferencia de calor – **U**: depende del material utilizado en la construcción del digestor. La literatura indica para digestores bien aislados valores de U entre 2 y 3 J/s.m^2.°C. Para digestores con bajo aislamiento, el valor de U varía entre 3 y 5 J/s.m^2.°C.

Área de la superficie del digestor – **A**: incluye la superficie lateral y las áreas de la cobertura y del fondo.

Ejemplo 4.1

Dimensionar el digestor primario anaerobio, utilizando los datos del Ejemplo 2.4.

Datos de entrada:

- *Carga de lodo mixto afluente al digestor: 3.307 kg ST/d*
- *Caudal de lodo afluente: Q = 64,2 m^3/d*
- *Relación SV/ST = 0,77*

Solución:

a) Determinación del volumen del digestor

Parámetros de diseño:

- *Carga orgánica de sólidos volátiles (asumido – Cuadro 4.5): 1,4 kg SV/m^3.d*
- *Volumen reservado al biogás en el digestor: 15% del volumen necesario para la digestión*

Carga de sólidos volátiles:
3.307 kgST/d x 0,77 kgSV/kgST = 2.546 kgSV/d
Volumen del digestor (Ecuación 4.2):
(2.546 kgSV/d) / (1,4 kgSV/m^3.d) = 1.819 m^3
Volumen reservado al biogás: 1.819 x 0,15 = 273 m^3
Volumen total del digestor: 1819 + 273 = 2.092 m^3

b) Determinación del tiempo de retención hidráulica en el digestor
Tiempo de retención hidráulica (Ecuación 4.1)

$t = \theta_c$ *= 1.819m³ / 64,2 m³/d = 28 días*

Una evaluación económica del costo de construcción del digestor podrá permitir la utilización de tasas de aplicación de sólidos volátiles en el digestor más elevadas, reduciendo así el tiempo de retención para un rango de tiempo inferior a 25 días.

c) Lodo efluente del digestor primario (lodo afluente al digestor secundario)

ST afluente =3.307 kgST/d
SV afluente = (SV/ST) x ST afluente = 0,77 x 3.307 = 2.546 kgSV/d
SF afluente = (1 – SV/ST) x ST afluente = (1– 0,77) x 3.307 = 761 kgSF/d

En la digestión, los SF permanecen inalterados, pero los SV son parcialmente removidos. Según el Cuadro 4.5, la eficiencia de remoción de SV en la digestión se sitúa entre 40 y 55%. En el presente ejemplo, se adoptó una eficiencia de 50% (0,50).

La distribución de la carga de sólidos efluente del digestor primario es:

SF efluente = SF afluente = 761 kgSF/d
SV efluente = (1 – Efic. remoción SV) x SV afluente = (1 – 0,50) x 2.546 = 1.273 kgSV/d
ST efluente = SF efluente + SV efluente = 761 + 1273 = 2.034 kgST/d

El caudal de lodo efluente del digestor primario es igual al caudal afluente. Por lo tanto:

Caudal lodo efluente digestor primario = Caudal lodo afluente digestor primario =64,2 m³/d

La concentración de SS en el lodo efluente del digestor primario es:

$$\text{Conc.SS} = \frac{\text{Carga SS}}{\text{Caudal}} = \frac{2034 \text{ kgSS/d x } 1000 \text{ g/kg}}{64{,}2 \text{ m}^3\text{/d}} = 31.682 \text{ g/m}^3 = 31.682 \text{ mg/L} = 3{,}17\ \%$$

d) Determinación del balance de energía en el digestor

Poder calorífico del lodo crudo: 23 MJ/kgST (asumido – Cuadro 4.5)
Poder calorífico del lodo digerido: 13 MJ/kgST (asumido – Cuadro 4.5)
Producción de biogás: 0,8 m³/kgSV destruido (asumido – Cuadro 4.5)
Poder calorífico del biogás: 23,3 MJ/m³ (asumido – ver Cuadro 4.5)
Cantidad de sólidos volátiles destruidos: 1.273 kgSV/d (ver Ítem c)
Cantidad de lodo digerido efluente: 2.034 kgST/d (ver Ítem c)

Volumen de biogás producido: 1.273 kgSV/d x 0,8 m³/kgSV = 1018 m³/d
Poder calorífico del lodo crudo a la entrada del digestor:
3.307 kgST/d x 23 MJ/kgST = 76.061 MJ/d
Poder calorífico del biogás producido:
1.018 m³/d x 23,3 MJ/m³ = 23.719 MJ/d
Poder calorífico del lodo digerido:
2.034 kgST/d x 13 MJ/kgST = 26.442 MJ/d

4.2.10. Operación y control de digestores anaerobios

Los profesionales responsables por la operación de una PTAR saben que la definición de una rutina operacional simple y de fácil comprensión es fundamental para garantizar un alto desempeño operacional y un final de turno tranquilo. Para el caso de digestores anaerobios el buen desempeño puede ser asegurado siempre que sean atendidos los siguientes factores:

- Frecuencia de alimentación;
- Tiempo de retención superior a la tasa de crecimiento de las bacterias metanogénicas;

- Sistema de mezcla mantenido en buenas condiciones, asegurando homogeneidad en el interior del digestor.

La relación entre la concentración de ácidos volátiles y la alcalinidad en el interior del digestor es muy estrecha, lo que hace que la razón ácidos volátiles / alcalinidad sea un excelente indicador de la calidad del proceso de digestión. Valores inferiores a 0,3 indican la buena salud del digestor, mientras que valores entre 0,3 y 0,5 indican una deficiencia en el proceso de digestión y deben servir de alerta para que el operador inicie procedimientos de control. Al alcanzar valores por encima de 0,8 el digestor se encuentra acidificado y el proceso de digestión en colapso (ver Cuadro 4.7).

Cuadro 4.7. Relación entre ácidos volátiles y alcalinidad

Razón ácidos volátiles / alcalinidad	Indicativo
< 0,3	Digestor en buena condición de operación
0,3 – 0,5	Deficiencia en el proceso de digestión
> 0,8	Digestor acidificado, colapso inminente

Ocasionalmente el proceso de digestión anaerobia puede volverse inestable y eventualmente llevar al digestor al colapso. La inestabilidad en digestores anaerobios ocurre cuando la serie de reacciones bioquímicas descritas en la Fig 4.2 comienza a ocurrir sin la sinergia necesaria. Las bacterias productoras superan la capacidad de las bacterias consumidoras, aumentando así la concentración de ácidos y reduciendo el pH del medio. A pesar de que las causas puedan ser las más variadas posibles, los síntomas de inestabilidad del proceso de digestión son comunes e incluyen:

- Aumento en la concentración de ácidos volátiles;
- Reducción en la producción de metano;
- Reducción de la alcalinidad y pH;
- Aumento de la concentración de CO_2 en el biogás.

En estas situaciones la secuencia de eventos en el interior del digestor puede ser descrita de la siguiente forma:

- La razón entre ácidos volátiles y alcalinidad en el lodo digerido alcanza valores por encima de 0,3 debido al aumento en la concentración del primero.
- Los ácidos volátiles consumen alcalinidad, liberando CO_2, reduciendo la concentración de metano y, en consecuencia, el poder calorífico del biogás. La razón entre ácidos volátiles y alcalinidad continúa en aumento, alcanzando valores entre 0,5 y 0,8.
- El pH es reducido a valores inferiores a 6,5, inhibiendo así la producción de metano. El digestor se vuelve acidificado y entra en colapso.

El proceso de colapso anteriormente descrito no es inmediato, y puede llevar algunos días para completarse. De este modo es posible, a través de algunas de las intervenciones que se sugerirán a continuación, impedir que el proceso se instale:

- A través de los datos de control del digestor es posible determinar las razones para la inestabilidad del proceso. La rápida inhibición del proceso de metanogénesis sugiere la presencia de sustancias tóxicas en concentraciones elevadas. Una inhibición gradual indica la presencia de sustancias tóxicas en bajas concentraciones o problemas operacionales de origen electromecánico (ej: sistema de mezcla inoperante). Para problemas de origen electromecánico se recomienda una intervención inmediata en términos de mantenimiento.

- Se debe verificar si la carga orgánica alimentada no es superior a la capacidad del digestor, ya que un exceso de carga orgánica favorece la producción de ácidos con la consecuente reducción del pH del medio. En caso positivo, reducir la alimentación hasta que se logre el equilibrio del medio. Es común la ocurrencia de acidificación por

exceso de carga en el "arranque" de digestores recién construidos o después de su paralización para intervención de mantenimiento.

- El pH neutro debe mantenerse a través de la adición de una solución alcalina en conjunto con el lodo crudo a ser alimentado. Si se llegase a comprobar la presencia de sustancias tóxicas en el lodo crudo es recomendable su dilución con lodo no contaminado o la suspensión de la alimentación.

- En caso de haber metales pesados en exceso, es recomendable la adición de sulfuro de sodio para precipitar los cationes metálicos. En este caso deberá mantenerse el pH por encima de 7,5, evitando la formación de H_2S. Las concentraciones solubles de sulfuro deben ser monitoreadas y no deben pasar 100 mg/L.

- Se puede practicar la inyección de lodo anaerobio proveniente de otro digestor anaerobio que este operando en condiciones estables

Tan pronto el digestor muestre señales de recuperación, se debe retomar la alimentación de forma gradual hasta alcanzar el caudal diario normal.

Eventualmente en los digestores se requiere una suspensión de su carga para efectos de mantenimiento o simplemente para el retiro de depósitos de material inerte. La propia naturaleza del biogás y el volumen de lodo involucrado exigen que este tipo de operación sea planeada cuidadosamente de tal manera que no provoque accidentes o comprometa el desempeño operacional de la PTAR.

Es necesario evitar la formación de mezcla explosiva de biogás y aire en el interior del digestor, como fue anteriormente descrito. Durante todo el proceso se debe cumplir las normas de seguridad y únicamente podrán participar de la operación los funcionarios habilitados para ello.

Cuando sea necesaria la suspensión de operación de un digestor

anaerobio se puede adoptar el procedimiento que se presenta a continuación:

- Paralizar la alimentación;
- Transferir la máxima cantidad posible de lodo hacia otros digestores (en caso que existan);
- Paralizar los sistemas de mezcla y calentamiento (en caso que exista);
- Aislar las tuberías de salida de gas;
- Monitorear la producción de gas hasta que se vuelva insignificante;
- Certificarse de que la concentración de metano en el compartimiento de gas sea menor al a 3%;
- En caso negativo, inyectar nitrógeno hasta que la concentración de metano se reduzca hasta valores inferiores a 3% o completar el nivel del digestor con efluente final;
- Remover la mezcla existente en el digestor y dirigirla hacia deshidratación o retornarla hasta la entrada de la PTAR;
- Remover bridas de acceso y ventilación;
- Iniciar la limpieza.

El Cuadro 4.8 resume las principales causas de colapso de digestores anaerobios, relacionando los síntomas presentados y las providencias recomendadas.

Cuadro 4.8. Principales causas del colapso de digestores anaerobios y medidas correctivas

Factores Promotores de Inestabilidad y Consecuencias			Síntomas presentados	Providencias recomendadas
Choque hidráulico	**Choque orgánico**	**Carga tóxica**		
Producción excesiva de lodo	Aumento en la producción de lodo descartado hacia el digestor	Concentración excesiva de metales pesados	Aumento en la concentración de ácidos volátiles. Reducción de la alcalinidad. Reducción del pH. Aumento en la relación ácidos volátiles/alcalinidad Reducción en la producción de gas. Aumento en la concentración de CO_2 en el biogás.	Ajustar alcalinidad a través de la adición de solución alcalina (ej.: lechada de cal). Reducir la relación ácidos volátiles/ alcalinidad a un valor menor a 0,5. Regularizar la rutina de alimentación. Aumentar la concentración del lodo. Acondicionar el efluente industrial. Limpiar el digestor. Iniciar un nuevo protocolo de arranque
Lodo muyo diluido en la alimentación	Aumento en la concentración de sólidos en el lodo descartado	Exceso de detergentes		
Acumulación de sedimentos en el digestor	Alteración en las características del lodo	Presencia de compuestos organoclorados		
Exceso de nata	Arranque muy rápido del reactor	Adición de oxígeno		
"*Wash-out*" de las bacterias metanogénicas"	Alimentación irregular	Exceso de sulfuros		

4.2.11. Monitoreo del digestor

El monitoreo debe ser realizado a través de colectas con frecuencia quincenal (o mensual), para evaluar las condiciones internas del digestor. En condiciones normales el pH permanece cercano a la neutralidad, entre 7,0 y 7,2, la alcalinidad (en $CaCO_3$) entre 4.000 y 5.000 mg/L y la concentración de ácidos volátiles (expresada en ácido acético) por debajo de 200 mg/L. La determinación de la relación ácidos volátiles / alcalinidad, así como datos sobre la producción y composición de biogás auxilian en la identificación de cuándo un digestor está sobrecargado o está sufriendo de inhibición.

Cuadro 4.9. Principales parámetros para monitoreo y rangos operacionales recomendados

Parámetro	Valor recomendado
pH	7,0 –7,2
Alcalinidad (mg/L de $CaCO_3$)	4.000 –5.000
Ácidos volátiles (mg/L de ácido acético)	200

La determinación de la composición de los ácidos volátiles presentes en el digestor a través de cromatógrafo también puede auxiliar en el diagnóstico de la situación del digestor. Un incremento en la concentración de ácidos volátiles de cadena larga (ej: ácido butírico) en detrimento de ácidos volátiles de cadena corta (ej: ácido acético) es un claro indicio de inestabilidad en el digestor.

4.3. DIGESTIÓN AEROBIA

4.3.1. Introducción

La digestión aerobia conserva gran similitud con el proceso de lodos activados. Con el suministro de sustrato interrumpido, los microorganismos son forzados a consumir su propia reserva de energía para mantenerse vivos. Es la denominada fase endógena, donde los tejidos celulares biodegradables (75 a 80%) son oxidados de manera aerobia a dióxido de carbono, agua y amoníaco. Con el paso de la reacción el amoníaco producido es oxidado a nitrato, lo que resulta en la siguiente ecuación general:

$$C_5H_7NO_2 + 7O_2 + \text{bacteria} \rightarrow 5CO_2 + NO_3^- + 3H_20 + H^+ \qquad (4.5)$$

La digestión aerobia es utilizada en procesos de lodos activados por aireación prolongada y en PTARs con remoción biológica de nutrientes (RBN). En la aireación prolongada el proceso de digestión del lodo ocurre en el reactor simultáneamente con el de oxidación de la materia

orgánica afluente debido a la baja relación alimento: microorganismo (baja A/M). En los procesos RBN el exceso de lodo activado al ser descartado no debe permanecer en condiciones anaerobias ya que podría liberar, bajo la forma de ortofosfatos, todo el fósforo en exceso acumulado en el interior de la masa celular durante el proceso de tratamiento. En estos casos el proceso recomendado es la digestión aerobia.

Actualmente son utilizados tres tipos de procesos de digestión aerobia en la estabilización de lodos en PTARs:

- Digestión aerobia convencional (mesofílica);
- Digestión aerobia con oxígeno puro;
- Digestión aerobia termofílica

Al contrario del digestor anaerobio, el ambiente en el interior del digestor aerobio es oxidante (potencial redox positivo). Para asegurar que las condiciones permanezcan oxidantes en el digestor, es recomendable controlar la evolución del potencial redox a lo largo del proceso de reacción, lo que puede ser realizado a través de la instalación de potenciómetros continuos. La concentración de lodo y el volumen de oxígeno suministrado son fundamentales para asegurar el desempeño del digestor aerobio.

Concentraciones de sólidos por encima de 3% en digestores convencionales comprometen la eficiencia de transferencia de oxígeno del sistema, dificultando la asimilación del oxígeno por parte de los microorganismos y favoreciendo la formación de un ambiente reductor en el interior del flóculo bacteriano. Cuando eso ocurre se instala la digestión anaerobia liberando olor desagradable. Para digestores que utilizan oxígeno puro la concentración de sólidos puede alcanzar valores de hasta 5%.;

4.3.2. Digestión aerobia convencional

La digestión aerobia convencional estabiliza el exceso de lodo activado en digestores abiertos no sometidos a calentamiento, a través de la utilización de aire difuso o de aireadores mecánicos. Al reducir el volumen del digestor es común que el lodo sufra algún tipo de espesamiento antes de ser enviado hacia la digestión. En estos casos el espesamiento por flotación es el más indicado. Como fue abordado anteriormente, la concentración de sólidos en el digestor no debe superar el 3%.

Los aspectos de diseño de los digestores aerobios son similares a los utilizados en los sistemas de lodos activados, o sea:

- Tiempo de retención hidráulica (t) = tempo de retención de los sólidos (θ_c);
- Carga orgánica;
- Demanda de oxígeno;
- Potencia instalada (suficiente para suplir la demanda de oxígeno y mantener el lodo en suspensión);
- Temperatura.

El Cuadro 4.10 presenta los principales parámetros de diseño de digestores aerobios convencionales, los cuales son discutidos a continuación.

Cuadro 4.10. Parámetros de diseño para digestores aerobios convencionales

Ítem	Parámetro	Valor
Tiempo de retención hidráulica (d) 20°C	Lodo activado excedente (de exceso)	10 – 15
	Aireación prolongada	12 – 18
	Lodo activado excedente + lodo primario	15 – 20

Ítem	Parámetro	Valor
Carga orgánica (kg SV/m^3.d)	-	1,6 – 4,8
Demanda de oxígeno (kgO_2/kgSV destruido)	Respiración endógena	~ 2,3
	DBO del lodo primario	1,6 – 1,9
Energía para mantener sólidos en suspensión	Aireadores mecánicos (W/m^3)	20 – 40
	Aire disuelto (L/m^3.min)	20 – 40
Oxígeno disuelto en el digestor (mg/L)	-	1 – 2

Adaptado de Metcalf & Eddy (1991)
SV = sólidos volátiles

- ***Tiempo de retención hidráulica***

La concentración de sólidos volátiles en el lodo es reducida en aproximadamente 40% después de un tiempo de retención entre 10 y 15 días y temperatura en torno de 20°C. Una reducción por encima de 40% de sólidos exige elevado tiempo de retención y temperatura.

- ***Carga orgánica***

La carga orgánica es limitada por la capacidad de transferencia de oxígeno del sistema de aireación. Como fue visto anteriormente, concentraciones de sólidos por encima de 3% favorecen el desarrollo de condiciones anaerobias. Valores típicos de carga orgánica se encuentran entre 1,6 y 4,8 kg SV/m^3.d.

- ***Demanda de oxígeno***

El suministro de oxígeno debe ser suficiente para atender la respiración endógena de la masa celular y promover la mezcla en el interior del digestor. La demanda estequiométrica de oxígeno (Ecuación 4.5) necesaria para oxidar la materia orgánica presente en el lodo es de 7 moles de O_2 / mol de células o aproximadamente 2,3 kg de O_2 / kg de células destruido. La concentración de oxígeno disuelto en el reactor

debe mantenerse entre 1 y 2 mg/L. Datos operacionales indican que lodos digeridos en estas condiciones se desaguan con facilidad en unidades mecánicas de deshidratación.

- ***Mezcla***

Una buena mezcla es fundamental para asegurar la estabilización del lodo en el digestor. En sistemas por aire difuso el caudal de mezcla es de aproximadamente 30 L de aire / m^3.min, normalmente se logra la mezcla por la propia demanda de oxígeno para estabilización.

- ***Temperatura***

La tasa de reducción de sólidos es función de la temperatura en el interior del digestor aerobio: cuanto mayor es la temperatura, mayor es la tasa de conversión de la materia orgánica. En temperaturas inferiores a 10°C la estabilización prácticamente cesa.

En digestores convencionales la temperatura no es controlada, pero la pérdida de calor puede ser minimizada a través de la utilización de tanques en concreto semienterrados. El uso de aireadores subsuperficiales también ayuda en el control de la temperatura.

Los siguientes parámetros son utilizados para evaluar el desempeño operacional del digestor

- Reducción de sólidos volátiles;
- Calidad del sobrenadante;
- Capacidad de deshidratación del lodo;
- Olor y aspecto del lodo digerido;

La reducción de sólidos volátiles esperada en digestores aerobios varía entre 35 y 50%, la cual normalmente se logra en digestores con tiempo de retención entre 10 y 15 días. Cuando es necesaria la remoción de coliformes, el tiempo de retención hidráulica se eleva para encima de 40 días.

La calidad del sobrenadante adquiere importancia en PTARs diseñadas para la remoción biológica de nutrientes, en las cuales deben evitarse condiciones anaerobias, que pueden conducir a la resolubilización del fósforo presente en la masa celular de la bacteria, el cual retorna entonces hacia el flujo líquido del proceso.

La capacidad de deshidratación del lodo aerobio es objeto de controversia entre diversos autores. Experiencias prácticas, sin embargo, muestran que el lodo aerobio es más difícil de ser deshidratado que el lodo anaerobio. Este hecho, de acuerdo con algunos autores, se debe a la destrucción de la estructura del flóculo durante el proceso de respiración endógena.

Además de los parámetros antes comentados, la reducción de la concentración de patógenos y amoníaco en el lodo digerido también sirve como indicador de la calidad del proceso de estabilización.

Ejemplo 4.2

Dimensionar el digestor anaerobio, utilizando los datos del Ejemplo 2.4 del Capítulo 2. En el presente ejemplo, solamente el lodo activado excedente será destinado para la digestión aerobia.

Datos de entrada (según el Ejemplo 2.4):

- *Lugar de remoción del lodo secundario: línea de recirculación de lodo*
- *Carga de SS excedente: 1.659 kgSS/d*
- *Concentración de SS en el lodo excedente: 7.792 mg/L (0,78%)*
- *Caudal de lodo de exceso: Q_{ex} = 213 m^3/d*

Datos del lodo espesado (asumir espesamiento mecanizado):

- *Captura de SS en el espesador: 0,9 = 90%*

- *Carga de SS afluente al digestor:*
  1.659 kgSS/d x 0,9 = 1.493 kgSS/d
- *Relación SSV/SS en el lodo excedente: 0,77 = 77%*
- *Carga de SSV afluente al digestor:*
  1.493 kgSS/d x 0,77 kgSSV/kgSS = 1.150 kgSSV/d
- *Concentración de SS en el lodo excedente espesado:*
  40.000 mgSS/L = 40 kgSS/m^3 = 4,0%
- *Caudal de lodo espesado:*
  Q_{ex} = 1.493 kgSS/d / 40 kgSS/m^3 = 37,3 m^3/d
- *Temperatura: 20 ºC*

Parámetros de diseño:

- *Tiempo de retención hidráulica en el digestor: 15 días*
- *Demanda de oxígeno: 2,3 kg O_2/kg SV destruido*
- *Densidad del aire: 1,2 kg/m^3*
- *Concentración de oxígeno en el aire:23%*

Solución:

a) Volumen del digestor aerobio

- *V = 37,3 m^3/d x 15 d = 560 m^3*

b) Carga de sólidos aplicada

- *Carga de sólidos volátiles = 1.150 kgSSV/d / 560 m^3 = 2,1 kgSV/ m^3.d (OK – dentro del rango del Cuadro 4.10)*

c) Lodo efluente del digestor aerobio

ST afluente = 1.493 kgST/d
SV afluente = 1.150 kgSV/d
SF afluente = ST – SV = 1.493 – 1.150 = 343 kgSF/d

En la digestión, los SF permanecen inalterados, pero los SV son parcialmente removidos. Asumiendo una eficiencia de remoción de SV en la digestión aerobia de 40%, se tiene la siguiente distribución de la carga de sólidos efluente del digestor primario:

SF efluente = SF afluente = 343 kgSF/d
SV efluente = (1 – Efic. remoción SV) x SV afluente = (1 – 0,40) x 1.150 = 690 kgSV/d
ST efluente = SF efluente + SV efluente = 343 + 690 = 1.033 kgST/d

La carga de SV destruidos es:
SV destruidos = (Efic. remoción SV) x SV afluente = (0,40) x 1.150 = 460 kgSV/d

El caudal de lodo efluente del digestor aerobio es igual al caudal afluente. Por lo tanto:

Caudal lodo efluente digestor aerobio = Caudal lodo afluente digestor aerobio =37,3 m^3/d

La concentración de SS en el lodo efluente del digestor aerobio es:

$$\text{Conc.SS} = \frac{\text{Carga SS}}{\text{Caudal}} = \frac{1.033 \text{ kgSS/d x } 1000 \text{ g/kg}}{37{,}3 \text{ m}^3\text{/d}} = 27.694 \text{ g/m}^3 = 27.694 \text{ mg/L} = 2{,}77 \%$$

Esta concentración de SS es la misma mantenida en el digestor aerobio. Observar que la misma es inferior a 3%, valor límite por encima del cual la transferencia de oxígeno hacia la biomasa es dificultada.

d) Demanda de aire

- *Masa de oxígeno = carga de SV destruidos x demanda de O_2*
  = 460 kgSV destruidos x 2,3 kgO_2/kgSV =
  1.058 kg O_2/d (en campo)
-

Volumen de aire = (1.058 kgO_2/d) / (1,2 kgO_2/m^3 x 0,23) = 3.833 m^3/d

Demanda de aire, asumiendo una eficiencia de transferencia de oxígeno de 10%:

- *Caudal de aire necesario = 3.833 / 0,10 = 38.330 m^3/d*
- *Verificación del caudal de mezcla: 38.330 m^3/d / 560 m^3 /d = 68 m^3 aire/m^3.d = 47L/m^3. min (OK – mayor que el caudal mínimo necesario para mantener los sólidos en suspensión – ver Cuadro 4.10)*
- *Consumo de O_2 en condición estándar(asumiendo una relación O_2 campo / O_2 estándar = 0,55):*

  1.058 kgO_2/d / 0,55 = 1.924 kgO_2/d = 80 kgO_2/h (estándar)

e) Potencia requerida

Asumiendo una Eficiencia de Oxigenación $EO_{estándar}$ = 1,6 kgO_2/kWh (ver Volumen 4 para el concepto de EO), se tiene:

- *Potencia instalada = (80 kgO_2/h) / (1,6 kgO_2/h) = 50 kW = 68 CV*

4.3.3. Digestión aerobia con oxígeno puro

La digestión aerobia con oxígeno puro es una variante de la digestión aerobia convencional, en la cual el oxígeno sustituye al aire como agente oxidante en el proceso de reacción. La concentración de sólidos en el digestor puede alcanzar hasta até 4% sin que haya reducción en la tasa de transferencia de oxígeno.

Este tipo de proceso es recomendado para PTARs de gran tamaño donde el área es un factor limitante y que ya utilizan el oxígeno puro en el reactor biológico. La reacción es altamente exotérmica, lo que aumenta la eficiencia del proceso y favorece su utilización en regiones de clima frío.

4.3.4. Digestión aerobia termofílica

El calor es el principal subproducto del proceso de degradación aerobia de la materia orgánica, donde la temperatura al interior del digestor puede alcanzar 60°C, siempre y cuando haya suficiente sustrato para mantener la actividad microbiológica.

La digestión aerobia termofílica (DAT) fue desarrollada en Alemania a inicio de los años 70 con el objetivo de estabilizar y desinfectar el lodo de aguas residuales. Inicialmente se creía que solamente con oxígeno puro sería posible alcanzar temperaturas termofílicas. Sin embargo, experimentos posteriores comprobaron que el uso do aire no impedía que la temperatura del proceso alcanzara valores elevados.

El lodo producido en digestores aerobios termofílicos atiende a la clasificación para lodo clase "A" de la Environmental Protection Agency (EPA) americana, pudiendo por ello ser reutilizado en agricultura sin restricciones.

La digestión aerobia termofílica puede estabilizar cerca de 70% de la materia orgánica biodegradable presente en lodo en tan solo tres días. Para garantizar un proceso de reacción autotérmico es necesario que el lodo alimentado al digestor tenga una concentración mínima de 4%, con una carga de sólidos aproximada de 50 kg de sólidos / m^3 de digestor y una carga orgánica de 70 kg de DBO / m^3.

Las principales ventajas de la DAT son:

- Reducción en el tiempo de retención hidráulica (volumen del digestor) para alcanzar determinado grado de estabilización de la materia orgánica;
-

Producción de lodo higienizado que atiende a la clasificación de la EPA americana para reúso sin restricciones.

Las principales desventajas del proceso son:

- Elevado costo de implantación;
- Complejidad operacional;
- Formación de nata en la superficie del digestor. Se recomienda un borde libre de 30% del volumen del reactor para albergar la espuma producida.

El futuro de la DAT es promisorio, principalmente en función de la adopción de medidas cada vez más restrictivas para el reúso del lodo en agricultura. Sin embargo, el proceso aún necesita de desarrollo, principalmente en el área de control operacional, ya que el número de unidades actualmente en operación es limitado. El proceso ha experimentado gran desarrollo en Alemania, donde fue inicialmente desarrollado, y en los Estados Unidos.

4.3.5. Compostaje

El compostaje es el proceso de estabilización de materia orgánica más antiguo, que aún es utilizado por agricultores y jardineros quienes lo aplican desde hace varios siglos. El compostaje de heces humanas (night *soil*) es tradicionalmente practicado en China, y que ha sido considerado el principal responsable por el mantenimiento de la fertilidad y estructura del suelo chino por más de 5.000 años.

Los procesos de compostaje pueden ser divididos en:

- Compostaje con hileras –también llamadas pilas- volteadas (*windrow*) – el más simple y tradicional de los procesos de compostaje;
- Compostaje en hileras estáticas aireadas;
- Compostaje en reactores biológicos cerrados.

El proceso es versátil, pese a que el compostaje de lodo de aguas residuales exija experiencia y profesionalismo, tanto en la fase de diseño, como de operación. El compostaje consiste en la descomposición de la materia orgánica a través de microorganismos aerobios mesofílicos y termofílicos. La temperatura del proceso puede llegar a los 80°C, cuando la tasa de degradación de la materia orgánica es reducida y la temperatura rápidamente regresa a los 60°C. En el sistema de pilas volteadas los residuos son dispuestos en hileras de longitud variable con base y altura que varían entre 4,0 y 4,5 m y 1,5 y 1,8 m respectivamente. Las hileras son dispuestas en áreas descubiertas y la aireación se hace a través de la convección y difusión natural del aire y del volteo regular realizado con pala de cargador o equipo específicamente proyectado para este fin.

Los principales requisitos para un buen compostaje son:

- La relación entre nutrientes en el lodo debe estar balanceada con la razón carbono: nitrógeno en el rango entre 20 a 30: 1.

- El mantenimiento del ambiente oxidante en el interior de la pila debe ser asegurada por un suministro continuo de aire. El tipo de material utilizado como "relleno" es fundamental para éste aspecto. El desarrollo de digestión anaerobia en la pila conduce a la generación de ácidos orgánicos volátiles de bajo peso molecular (propiónico, butírico y acético) y a la liberación de olores desagradables.

- La temperatura en el interior de la pila debe mantenerse entre 55 y 65° C a través del control de la pérdida de calor.

- La pila debe permanecer húmeda. La actividad microbiológica es reducida drásticamente cuando la humedad cae abajo de 35 al 40%. Sin embargo, valores de humedad por encima de 65% interfieren en el proceso aerobio de digestión, lo que hace obligatoria la deshidratación del lodo (> 35% de sólidos secos) previamente al compostaje.
-

Debido al carácter exotérmico del proceso, el calor producido es liberado gradualmente del interior de la pila hacia la atmósfera, reduciendo así la humedad del material e inactivando los organismos patógenos presentes. Para que el proceso de estabilización se instale de manera uniforme, la pila debe ser regularmente volteada de tal manera que se incorpore el material localizado en su parte externa.

Los principales agentes de relleno utilizados en el compostaje de lodo de aguas residuales son el residuo orgánico doméstico urbano y el denominado residuo verde, resultante de la poda de árboles y conservación de gramados. El compostaje conjunto de dichos materiales tiene la desventaja de elevar el volumen de material a ser sometido a compostaje, exigiendo la disponibilidad de área adicional en la PTAR o en la planta de manejo de residuos sólidos.

La Figura 4.7 presenta el diagrama de flujo del proceso de compostaje.

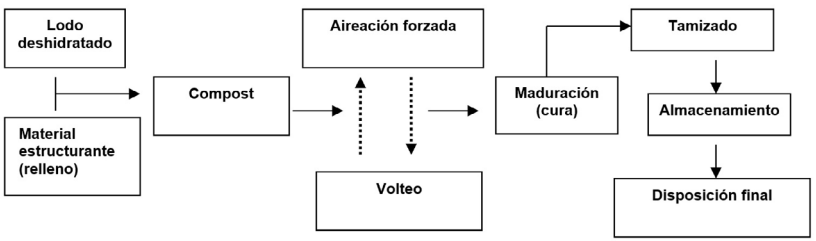


Fig. 4.7. Flujograma del proceso de compostaje

Las principales ventajas del proceso de compostaje son:

- Producto final de alta calidad y gran aceptación en la agricultura;
- Posibilidad de utilización combinada con otros procesos de estabilización;
- Bajo costo de implantación (compostaje tradicional).

Las principales desventajas son:

- Necesidad de lodo con alta concentración de sólidos (> 35%);
- Alto costo operacional
- Necesidad de equipos para volteo y generación de aire;
- Considerable necesidad de área;
- Riesgo de generación de olores desagradables.

4.3.6. Oxidación húmeda e incineración

A pesar de que estos procesos estabilicen la materia orgánica durante el proceso de reacción, estos serán discutidos por separado en el Capítulo 8.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BRUCE, A M., et al. A Review of Treatment Process Options to Meet the EC Sludge Directive, J.CIWEM, 1996, 4 (1), 01 – 13.

THE CHARTERED INSTITUTION OF WATER AND ENVIRONMENTAL MANAGEMENT. Handbook of UK Wastewater Practice. Sewage Sludge – Utilization and Disposal. CIWEM, 1996. 110 p.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Design Manual – Dewatering Municipal Wastewater Sludges, 1987, EPA/625/1-87/014.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY EPA. Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge, 1992, EPA/625/R-92/013.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. A Plain English Guide to the EPA Part 503 Biosolids Rule, 1994, EPA/832/R-93/003.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). A Guide to the Biosolids Risk Assessments for the EPA Part 503 Rule, 1995, EPA832-B-93-005.

FERREIRA NETO, J.G. (1999) Fluxograma ETE Brasília Norte e ETE Brasília Sul.

LUDUVICE, M. (1992). *Wet Air Oxidation of Organic Sludges at Low Oxygen Overpressure***.** PhD thesis, Dep. Eng. Civil, Universidade de Newcastle, Reino Unido.

LUDUVICE, M. (1996). *Uso e Disposição de Lodos Orgânicos – Biossólidos.* Anais do Seminário Internacional de Tratamento e Disposição de Esgotos Sanitários, 85 – 96, Brasilia, DF

METCALF & EDDY. *Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse***.** Metcalf & Eddy Inc, Mac Graw Hill, New York, 1991.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION. *Operation of Municipal Wastewater Treatment Plants***,** Manual of Practice – MOP 11, 1996, 5 edição.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION. *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants***,** Manual of Practice – MOP 8, 1998, 4 edição

CAPÍTULO 5

REMOCIÓN DE LA HUMEDAD DE LODOS DE AGUAS RESIDUALES

Ricardo Franci Gonçalves
Maurício Luduvice
Marcos von Sperling

5.1. CONSIDERACIONES PRELIMINARES SOBRE LA REMOCIÓN DE HUMEDAD

5.1.1. El agua en los lodos

La remoción de humedad es una operación unitaria fundamental para la reducción de la masa y del volumen do lodo en exceso que deber ser tratado o descartado de la planta de tratamiento de aguas residuales. En el flujo del lodo en una PTAR, podrá haber las siguientes dos etapas de remoción de la humedad de los lodos:

- espesamiento, o también conocida como adensamiento o
- deshidratación, o también conocida como desaguado

El espesamiento es más utilizado en los procesos de tratamiento primario, lodos activados y filtros biológicos percoladores, y tiene importantes implicaciones en el dimensionamiento y en la operación de los digestores. La deshidratación, realizada con el lodo digerido, genera un impacto importante en los costos de transporte y destino final del lodo. En ambos casos, la remoción de la humedad también ejerce una influencia decisiva en el manejo del lodo, ya que el comportamiento mecánico de este varía con el contenido de sólidos.

Las principales razones para realizar la deshidratación son:

- reducción del costo de transporte para el lugar de disposición final;
- mejoría en las condiciones de manejo del lodo, ya que el transporte del lodo deshidratado es más fácil;
- aumento del poder calorífico del lodo, a través de la reducción de la humedad con miras a la preparación para incineración;
- reducción del volumen para disposición en relleno sanitario o reúso en agricultura;
- disminución de la producción de lixiviados cuando son dispuesto en rellenos sanitarios.

Como fue descrito en el Capítulo 2, la ligación del agua a los sólidos en los lodos e debe a fuerzas intermoleculares de diferentes tipos, distribuyéndose en cuatro clases distintas, de acuerdo con la facilidad de separación:

- *agua libre*
- *agua adsorbida*
- *agua capilar*
- *agua celular*

La remoción del *agua libre* es realizada de forma consistente por simple acción gravitacional o por flotación. Es lo que ocurre en el proceso de espesamiento**,** que aún puede producir lodos fluidos, pero con contenido de sólidos de aproximadamente el **5%**. Teniendo como referencia un lodo con 2% de ST, la eficiencia del espesamiento puede resultar en una reducción de volumen del lodo del orden de **60%** con respecto al volumen original. Otro ejemplo de remoción de agua libre es la etapa inicial de desaguamiento de lodos en lechos de secado, marcada por el rápido escurrimiento (percolación) de agua en las primeras horas después de la disposición del lodo sobre la solera drenante.

El *agua adsorbida* y el *agua capilar* exigen fuerzas considerablemente mayores para ser separadas de los sólidos presentes en el lodo. Tales fuerzas pueden ser de origen químico, cuando se refiere al uso de floculantes, o mecánicas, mediante la utilización de procesos de deshidratación mecanizados, tales como los filtros prensa o las centrífugas. Se pueden obtener niveles de sólidos superiores a 30%, lo que resulta en un material denominado **torta**, de apariencia semisólida, con consistencia compatible con la manipulación a través de palas o transporte a través de tornillos transportadores helicoidales. La remoción de las aguas libre, adsorbida y capilar del lodo (originalmente a 2% ST) puede resultar en una reducción del volumen original entre el 90% al 95%.

El *agua celular* es parte de la fase sólida y solamente puede ser removida a través de fuerzas térmicas que provoquen un cambio en el estado de agregación del agua. El congelamiento y, principalmente la evaporación, se constituyen en las dos posibilidades disponibles para la separación de agua celular. En ese sentido, el proceso de secado térmico es una de las más eficientes formas de remoción de humedad de 'tortas' provenientes del deshidratado de lodos orgánicos domésticos e industriales disponibles y actualmente en uso. Se puede obtener hasta un nivel de sólidos de hasta 95%, obteniendo como producto final un sólido de apariencia granulada o en polvo, dependiendo del nivel de secado. En estos casos, tomando como referencia un lodo con 2% de ST, el volumen final puede llegar a menos de 1% del volumen original.

5.1.2. Procesos de espesamiento del lodo

Los principales procesos utilizados para el espesamiento del lodo son:

- espesadores por gravedad
- flotadores por aire disuelto
- centrífugas

Otros procesos mecanizados, utilizados para la deshidratación de lodos, también pueden ser adaptados para realizar el espesamiento.

El Cuadro 5.1 presenta la utilización típica de estos procesos.

Cuadro 5.1. Utilización típica de los principales métodos de espesamiento de lodo

Método de espesamiento	Tipo de lodo	Comentario
Gravedad	Primario	Frecuentemente utilizado, con óptimos resultados.
	Lodo activado	Utilización menos frecuente, debido al reducido incremento en el contenido de sólidos.
	Lodo mixto (lodo primario y lodo activado)	Frecuentemente utilizado.
	Lodo mixto (lodo primario y lodo de reactor aerobio con biopelícula)	Frecuentemente utilizado.
Flotación por aire disuelto	Lodo mixto (lodo primario y lodo activado)	Utilización menos frecuente, ya que los resultados son similares a los de espesadores por gravedad.
	Lodo activado	Frecuentemente utilizado, con resultados muy superiores a los del espesamiento por gravedad.
Centrífugas	Lodo activado	Utilización creciente.
Prensas desaguadoras (filtro prensa de correas)	Lodo activado	Utilización creciente.

Fuente: adaptado de Metcalf y Eddy (1991) y Jordão y Pessôa (1995)

El Cuadro 5.2 presenta concentraciones típicas de lodos espesados, según el proceso de espesamiento.

Cuadro 5.2. Niveles de sólidos totales en lodos espesados

Sistema	Proceso	Contenido de sólidos totales (%)
Tratamiento primario (convencional)	Gravedad	4-8
Lodos activados convencional		
• Lodo primario	Gravedad	4-8
• Lodo secundário	Gravedad Flotación Centrífuga	2-3 2-5 3-7
• Lodo mixto	Gravedad Centrífuga	3-7 4-8
Lodos activados – aireación prolongada	Gravedad Flotación Centrífuga	2-3 3-6 3-6
Filtro biológico de alta carga		
• Lodo primario	Gravedad	4-8
• Lodo secundario	Gravedad	1-3
• Lodo mixto	Gravedad	3-7
Biofiltro aireado sumergido		
• Lodo primario	Gravedad	4-8
• Lodo secundario	Gravedad Flotación Centrífuga	2-3 2-5 3-7
• Lodo mixto	Gravedad Centrífuga	3-7 4-8

Obs: datos extraídos del Cuadro 2.6

5.1.3. Procesos de deshidratación del lodo

La capacidad de deshidratación varía de acuerdo con el tipo de lodo. Lodos activados, por ejemplo, son más difíciles de ser deshidratados que los lodos primarios digeridos de manera anaerobia. Esta variación en la capacidad de deshidratación está directamente relacionada con el tipo de sólido y con la forma con que el agua está ligada a las partículas del lodo.

La deshidratación de lodos puede ser realizada a través de medios *naturales* o *mecanizados*. Los procesos naturales utilizan la evaporación y la percolación como principales mecanismos de remoción de agua, lo que demanda tiempo de exposición del lodo a las condiciones que resultan en la deshidratación. Pese a que sean operacionalmente más simples y baratos, tales procesos demandan mayores áreas y volúmenes para instalación. En contrapartida, los procesos mecanizados se basan en mecanismos, tales como la filtración, compactación o centrifugación para acelerar la deshidratación, resultando en unidades compactas y más sofisticadas, desde el punto de vista de operación y mantenimiento.

Diversas variables influencian la selección de un proceso de deshidratación, pero el tipo de lodo y el área disponible son las más importantes. Para PTARs de pequeño tamaño localizadas en regiones donde no existen restricciones en cuanto al área, los procesos naturales como lechos de secado son considerados la mejor alternativa. De la misma forma, las PTARs de tamaño mediano y grande situadas en regiones metropolitanas utilizan la deshidratación mecánica.

Los principales procesos utilizados para la deshidratación de lodos se listan a continuación:

- Lechos de secado
- Lagunas de lodos
- Centrífugas

- Filtros a vacío
- Prensas deshidratadoras
- Filtros prensa

Sus principales características, ventajas y desvantajas están relacionadas en el Cuadro 5.3.

Cuadro 5.3. Principales características de los procesos de deshidratación de lodos

Características	Procesos naturales		Processos mecanizados			
	Lechos de secado *	Lagunas de lodos	Centrífugas	Filtros a vacío	Prensas deshidratadoras	Filtros prensa
Demanda de área	+ + +	+ + +	+	+ +	+	+
Demanda de energía	-	-	+ +	+ + +	+ +	+ + +
Costo de implantación	+	+	+ + +	+ +	+ +	+ +
Complejidad operacional	+	+	+ +	+ +	+ +	+ + +
Demanda de mantenimiento	+	+	+ +	+ +	+ + +	+ + +
Complejidad de instalación	+	+	+ +	+ +	+ +	+ +
Influencia del clima	+ + +	+ + +	+	+	+	+
Sensibilidad a la calidad del lodo	+	+	+ + +	+ +	+ +	+ +
Productos químicos	+	-	+ + +	+ + +	+ + +	+ + +
Complejidad de remoción del lodo	+ +	+ + +	+	+	+	+
Niveles de ST en la torta	+ + +	+ +	+ +	+	+ +	+ + +
Olores y vectores	+ +	+ + +	+	+	+	+
Ruidos y vibraciones	-	-	+ + +	+ +	+ +	+ +
Contaminación del nivel freático	+ +	+ + +	+	+	+	+

+ poco, reducido; + + + grande, elevado, mucho
* ciclo de deshidratación de 30 días

Por otro lado, los lodos activados o los lodos mixtos (lodo primario + lodo activado) de descarte dificilmente pueden ser concentrados a niveles de sólidos superiores a 4 o 6% de ST sin un tratamiento previo de acondicionamiento de los mismos. Para aumentar la aptituda la deshidratación y a la captura de sólidos, los lodos pueden ser sometidos a una etapa de acondicionamiento previo a la etapa de deshidratación propiamente dicha.

El acondicionamiento puede realizarse a través del empleo de productos químicos o procesos físicos, entre los cuales el más común es el calenytamiento del lodo. Los productos químicos son aplicados al lodo aguas arriba de la unidad de deshidratación, favoreciendo la agregación de las partículas de sólidos y la formación de flóculos. Los principales coagulantes utilizados son los coagulantes metálicos y los polielectrolitos. Los coagulantes metálicos más comunes son:

- sulfato de aluminio
- cloruro férrico
- sulfato ferroso
- sulfato férrico
- cal virgen / cal hidratada

Los polímeros son compuestos orgánicos sintéticos de alto peso molecular que pueden ser usados como coagulantes o auxiliares de floculación. Dependiendo de la carga superficial predominante, los polímeros son clasificados en catiónicos, aniónicos y no iónicos.

5.1.4. Desempeño de los procesos de deshidratación

La concentración de sólidos totales obtenida en la torta producida por un determinado tipo de proceso depende de diversos factores, entre los cuales se destacan los relacionados en el Cuadro 5.4.

Cuadro 5.4. Factores principales que influencian en la eficiencia de la deshidratación en procesos mecánicos

Factores que influencian en la deshidratación	Motivos
Proporciones de lodos primario y lodo secundario en el lodo a ser deshidratado	El lodo secundario retiene en la deshidratación el doble de la cantidad de agua retenida en el lodo primario (en kg de agua / kg ST).
Tipo de lodo secundario	Lodos provenientes de procesos con edad de lodo elevada retienen más agua que lodos de procesos con edad de lodo menor. Lodos entumecidos o con organismos filamentosos retienen más líquido que lodos no entumecidos.
Acondicionamiento del lodo	La utilización de productos químicos para acondicionamiento del lodo puede aumentar significativamente el desempeño del proceso de deshidratación.
Tipo y edad del proceso de deshidratación	Las diferentes variantes de un mismo proceso pueden presentar eficiencias de deshidratación diferentes. En general, los procesos antigus son menos eficientes que los más modernos.
Diseño y operación	El diseño y la operación de la etapa de deshidratación influyen directamente en el nivel de ST logrado en la torta. Equipos operados en condiciones cercanas de su capacidad límite producen una torta con menos sólidos (de 3 a 5% de ST o menor). Tortas menos húmedas son obtenidas con tasas de carga más bajas.
Descargas industriales	Descargas industriales en la red de alcantarillado pueden afectar positiva o negativamente el desempeño de la etapa de deshidratación.

El Cuadro 5.5 presenta una comparación del desempeño de los principales procesos naturales y mecanizados de deshidratación. Es factible de obtener las franjas de concentración de ST en la torta de lodo en los procesos mecanizados mediante acondicionamento químico orgánico o inorgánico. Sin embargo, los niveles de ST en la torta de lodo varían mucho de una planta de tratamiento a otra, debido a los factores descritos en el Cuadro 5.3. El Cuadro 2.6 (Capítulo 2) presenta también niveles de ST en lodos deshidratados.

Cuadro 5.5. Niveles de sólidos totales (% ST) obtenidos en diferentes procesos de deshidratación aplicados a diferentes tipos de lodos

	Proceso	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54
Primario crudo	Lecho de secado																	No se aplica																																						
	Laguna de lodo																	No se aplica																																						
	Centrífuga																																																								
	Filtro a vacío																																																								
	Prensa deshidratadora																																																								
	Filtro prensa																																																								
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54
Lodo activado crudo	Lecho de secado																	No se aplica																																						
	Laguna de lodo																	No se aplica																																						
	Centrífuga																																																								
	Filtro a vacío																																																								
	Prensa deshidratadora																																																								
	Filtro prensa																																																								
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54
Filtro biológico percolador crudo	Lecho de secado																	No se aplica																																						
	Laguna de lodo																	No se aplica																																						
	Centrífuga																																																								
	Filtro a vacío																																																								
	Prensa deshidratadora																																																								
	Filtro prensa																																																								
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54
Lodo mixto digerido	Lecho de secado																																																								
	Laguna de lodo																																																								
	Centrífuga																																																								
	Filtro a vacío																																																								
	Prensa deshidratadora																																																								
	Filtro prensa																																																								
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54

Los mejores resultados de deshidratación de un determinado lodo se obtienen a través de los filtros prensa (bandejas o diafragma). Se trata de un proceso discontínuo de deshidratación, que puede producir tortas con cerca de 6 a 10% de ST más que los procesos continuos. Con la adición del diafragma, dicha diferencia puede alcanzar de 9 a 15% de ST más en la torta. El acondicionamiento con cloruro férrico y cal generalmente es empleado en la deshidratación en filtros prensa y filtros a vacío. Pese a que los niveles de sólidos en las tortas producidas por dichos procesos sean de 2 a 5% superiores a los del mismo lodo acondicionado con polímeros orgánicos, la concentración de agua en la torta (g de agua/ kg de lodo) es prácticamente igual en ambos casos.

En seguida, las centrífugas y los filtros de estera presentan resultados muy semejantes para los diferentes tipos de lodo. Los filtros de estera con regulación de presión más elevada son capaces de producir tortas con cerca de 2 a 3 % de ST más que en el caso de las centrífugas.

5.1.5. Influencia de los porcentajes de lodo primario y lodo activado en el lodo mixto

La influencia de los porcentajes de lodo primario en la deshidratación de lodo mixto (lodo primario + lodo secundario proveniente del proceso de lodos activados) a través de algunos procesos mecanizados es ilustrada en la Figura 5.1. La mayor cantidad de sólidos de pequeñas proporciones y la gran cantidad de organismos vivos y subproductos de la actividad biológica explican la mayor dificultad de la deshidratación del lodo secundario.

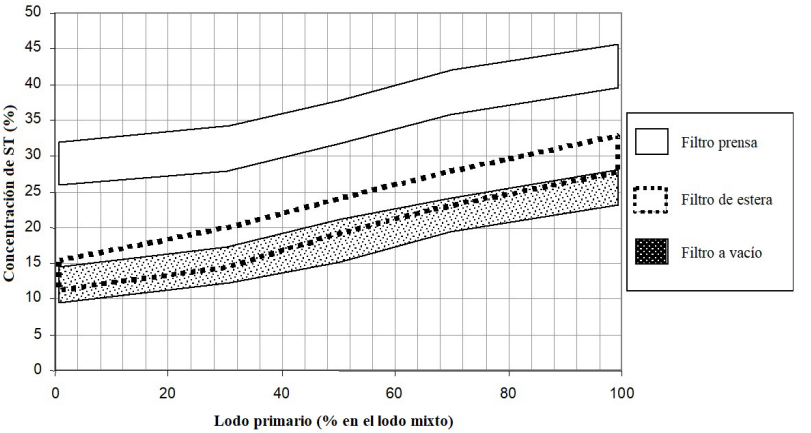


Fig. 5.1. Influencia de los porcentajes de lodo primario en la deshidratación de lodo mixto

En caso que los lodos primario y secundario hayan sido deshidratados por separado y posteriormente mezclados, el nivel de sólidos totales en la torta puede ser calculado a través de la expresión:

$$\%ST_{LM} = \frac{(LP + LS)}{\frac{LP}{\%ST_{LP}} + \frac{LS}{\%ST_{LS}}} \qquad (5.1)$$

Donde:

LP = Porcentaje de lodo primario en el lodo mixto
LS = Porcentaje de lodo activado en el lodo mixto
$\%ST_{LM}$ = Concentración de ST en el lodo mixto
$\%ST_{LP}$ = Concentración de ST en el lodo primario
$\%ST_{LS}$ = Concentración de ST en el lodo activado

La misma ecuación puede ser utilizada para calcular el nivel de ST del lodo mixto, en caso que la mezcla sea realizada antes de la deshidratación.

Ejemplo 5.1

Calcular la concentración de sólidos totales en la torta resultante de la mezcla de 36% de lodo primario crudo con 64% de lodo activado crudo, ambos previamente deshidratados por separado a través de centrifugación.

Solución:

a) *Estimar las concentraciones de ST en las tortas de lodo primario y de lodo secundario (Cuadro 5.4)*

- *Rango de variación para 100% de lodo primario: 29% a 34% de ST (adoptar 31% ST)*
- *Rango de variación para 100% de lodo activado crudo: 14% a 20% de ST (adoptar 17% ST)*

b) *Calcular la concentración de ST en el lodo mixto con base en la Ecuación 5.1*

LP = 36 %
LS = 64 %
$\%ST_{LP}$ = 31 %
$\%ST_{LS}$ = 17 %
$\% ST_{LM}$ = ?

$$\%ST_{LM} = \frac{(36 + 64)}{\frac{36}{31} + \frac{64}{17}} = 20{,}3\ \%\ ST$$

Por lo tanto, el lodo mixto poseerá una concentración de sólidos totales de 20,3%.

5.2. ESPESAMIENTO DE LODOS

5.2.1. Espesamiento por gravedad

Los espesadores por gravedad poseen una estructura similar a la de los decantadores. Usualmente el formato es circular, la alimentación central, la saída del lodo por el fondo, y la salida del sobrenadante por la periferia. El lodo espesado pasa para la etapa siguiente (normalmente digestión), mientras que el sobrenadante es retornado hacia la entrada de la PTAR. La Figura 5.2 presenta el esquema de un espesador por gravedad.

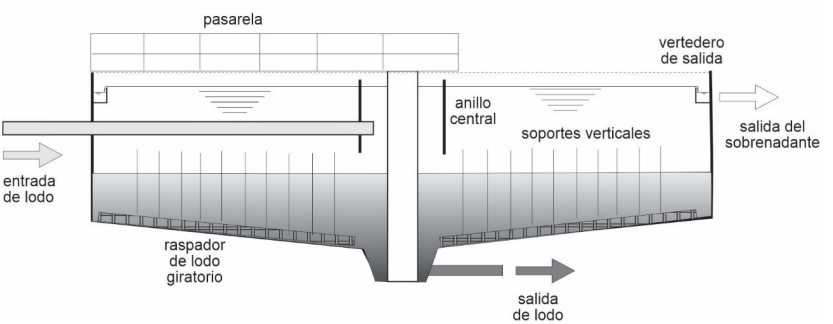


Fig. 5.2. Corte esquemático de un espesador por gravedad

El comportamiento del lodo en un espesador sigue los principios de la sedimentación zonal y de la teoría del flujo de sólidos, abordada en el Capítulo 6 del Volumen 4 (Lodos activados) de la presente serie. El dimensionamiento puede ser realizado con base en estos principios, o a través de tasas de aplicación de sólidos y tasas de aplicación hidráulica. El Cuadro 5.6 presenta tasas de aplicación de sólidos típicas, en función del tipo de lodo a ser espesado.

Cuadro 5.6. Tasas de aplicación de sólidos para el dimensionamiento de espesadores por gravedad

Orígen del lodo	Tipo de lodo	Tasa de aplicación de sólidos (kgST/m².d)	
		Rango de valores (1) (2) (3)	Valores máximos permitidos (4)
Primario	-	90 - 150	150
Lodo activado	Convencional	20 – 30	30
	Aireación prolongada	25 – 40	-
Filtro biológico	-	35 – 50	50
Lodo mixto	Primario + lodo activado	25 - 80	50
	Primario + filtro biológico	-	60

Fuentes: (1) WEF/ASCE (1992); (2) Jordão y Pessoa (1995); (3) Qasim (1985); (4) NBR-12.209 (ABNT, 2011)

La tasa de aplicación hidráulica es importante, en el sentido de controlar tiempos de retención excesivos, que podrían conducir a la generación de malos olores. En este sentido, se recomiendan tasas en elrango de 20 a 30 m^3/m^2.d. Este valor no siempre es alcanzado solamente con el lodo afluente. Para solucionar este problema, se puede recircular parte del efluente final hacia el espesador, de tal forma que se logre aumentar el caudal afluente, y reducir la tasa de aplicación hidráulica. Este aumento del caudal no trae inconvenientes para el desempeño del espesador (Jordão y Pessôa, 1995).

Según la norma brasilera NBR12.209 (ABNT, 2011), se tienen también los siguientes criterios de diseño adicionales:

- Altura mínima de la pared lateral: 3,0 m
- Tiempo de retención hidráulica máximo: 24 h

Ejemplo 5.2.

Dimensionar la unidad de espesamiento por gravedad del sistema de lodos activados convencional del Ejemplo 2.2.

Datos:

- *Población: 100.000 habitantes*
- *Tipo de lodo: mixto (primario + lodo activado)*
- *Carga de sólidos en el lodo afluente: 7.000 kgST/d*
- *Caudal de lodo afluente: 600 m³/d*

Solución:

a) ***Determinación del*** área superficial requerida

Con base en el Cuadro 5.6, se adopta la tasa de aplicación de sólidos de TAS = 40 kgST/m².d. El área requerida es:

$$\text{Área} = \frac{\text{Carga de sólidos}}{\text{Tasa de aplicaciónde sólidos}} = \frac{7.000\ \text{kgST/d}}{40\ \text{kgST/m}^2\text{.d}} = 175\ \text{m}^2$$

b) ***Verificación de la tasa de aplicación hidráulica***

La tasa de aplicación hidráulica (TAH) resultante es:

$$\text{Tasa de aplicaciónhidráulica} = \frac{\text{Caudal}}{\text{Área}} = \frac{600\ \text{m}^3/\text{d}}{175\ \text{m}^2} = 3{,}4\ \text{m}^3/\text{m}^2\text{.d}$$

Este valor es menor al recomendado (20 a 30 m³/m².d), de tal forma que se logre mantener condiciones aerobias en el espesador. Para lograr la TAH de 20 m³/m²/d, se necesita del siguiente caudal:

Caudal = TAH x Área = 20 m³/m².d x 175 m² = 3.500 m³/d

Como ya se tienen 600 m^3/d de lodo afluente, serán necesarios 2.900 m^3/d (= 3.500 – 600) del efluente final, para dilución y elevación de la TAH.

c) ***Dimensiones de los espesadores***

Número de espesadores: n = 2 (adoptado)

Área de cada *espesador = Área total / n = 175 m^2 / 2 = 87,5 m^2*

Diámetro de cada espesador:

$$D = \sqrt{\frac{4.A}{\pi}} = \sqrt{\frac{4 \text{ x } 87{,}5 \text{ m}^2}{3{,}14}} = 10{,}6 \text{ m}$$

Altura de la pared lateral: H = 3,0 m (adoptado)

Volumen total de los espesadores: V = A x H = 175 m^2 x 3,0 m = 525 m^3

d) Verificación del tiempo de retención hidráulica en los espesadores

El tiempo de retención hidráulica (TRH) en los sedimentadores es:

- *Sin recirculación del efluente final: TRH = V/Q = (525 m^3) / (600 m^3/d) = 0,88 d = 21 h (OK – inferior a 24 h)*
- *Con recirculación del efluente final: TRH = V/Q = (525 m3) / (3.500 m^3/d) = 0,15 d = 3,6 h (OK – inferior a 24 h)*

5.2.2. Espesamiento por flotación por aire disuelto

En el proceso de flotación por aire disuelto, se introduce aire en una solución mantenida en elevada presión. En estas condiciones, el aire se encuentra disuelto. Cuando hay una despresurización, el aire disuelto es liberado en la forma de pequeñas burbujas. Dichas burbujas, en

movimiento ascensional, tienden a arrastrar las partículas de lodo hacia la superficie, de donde son removidas.

El espesamiento por flotación encuentra buena aplicabilidad para el espesamiento de lodo activado, el cual no ocurre de forma satisfactoria en espesadores por gravedad. En PTARs con remoción biológica de fósforo, en las cuales el lodo necesita permanecer en condiciones aerobias para no liberar el fósforo en la masa líquida, la flotación por aire disuelto también alcanza una buena aplicabilidad.

Las tasas de aplicación de sólidos utilizadas en el dimensionamiento de flotadores son usualmente más elevadas que las tasas para espesadores por gravedad. Datos de tasas típicas para operación se presentan en el Cuadro 5.7, siendo que los valores inferiores deben ser utilizados para efectos de diseño.

Cuadro 5.7. Tasas de aplicación de sólidos típicas para espesamiento por unidades de flotación por aire disuelto

Tipo de lodo	**Tasa de aplicación (kgST/m^2.d)**	
	Sin adición de productos químicos	**Con adición de productos químicos**
Lodo primario	100 – 150	≤ 300
Lodo activado	50	≤ 220
Lodo de filtro biológico percolador	70 – 100	≤ 270
Lodo mixto (primario + lodo activado)	70 – 150	≤ 270
Lodo mixto (primario + filtro biológico)	100 - 150	≤ 300

Fuente: Metcalf y Eddy (1991)

Pueden utilizarse polímeros de forma efectiva, aumentando la captura de sólidos en el lodo flotado. Dosis típicas se sitúe entre 2 y 5 kg de polímeros secos por tonelada de ST.

5.3. ACONDICIONAMIENTO DE LODOS

5.3.1. Efectos de los procesos de acondicionamiento en los lodos

El acondicionamiento del lodo es una etapa previa a la deshidratación e influencia directamente la eficiencia de los procesos mecanizados. El acondicionamiento puede ser realizado a través de la utilización de productos químicos inorgánicos, de productos químicos orgánicos o de tratamiento térmico. Las principales opciones de acondicionamiento, así como sus efectos en la deshidratación de lodos mixtos (primarios y lodos activados), se encuentran resumidos en el Cuadro 5.8.

Cuadro 5.8. Efectos de los procesos de acondicionamiento en los lodos de PTARs

Ítem	Productos inorgánicos	Productos orgánicos	Calentamiento
Mecanismo	Coagulación y floculación	Coagulación y floculación	Altera las propiedades de superficie, rompe células, libera productos químicos y causa hidrólisis
Efecto de la carga admisible de sólidos	Permite aumento de la carga en el proceso	Permite aumento de la carga en el proceso	Permite significativo aumento de la carga en el proceso
Efecto en el sobrenadante	Aumenta la captura de sólidos	Aumenta la captura de sólidos	Aumenta significativamente color, SS, DBO filtrada, N-NH_3 y DQO
Efecto en los recursos humanos	Pequeño efecto	Pequeño efecto	Requiere de persoal entrenado y programa de mantenimiento consistente
Efecto en la masa de lodos	Aumenta significativamente	Ninguno	Reduce la masa presente, pero puede aumentar la masa a través de la recirculación

Fuente: EPA (1987)

5.3.2. Factores que afectan el acondicionamiento

El acondicionamiento pretende modificar el tamaño y la distribución de las partículas, las cargas de superficie y la interacción de las partículas en el lodo. Cuanto mayor sea la superficie específica de las partículas, mayores serán el grado de hidratación, la demanda de productos químicos y la resistencia a la deshidratación. La Figura 5.3 presenta los tamaños relativos de partículas constituyentes de diferentes materiales.

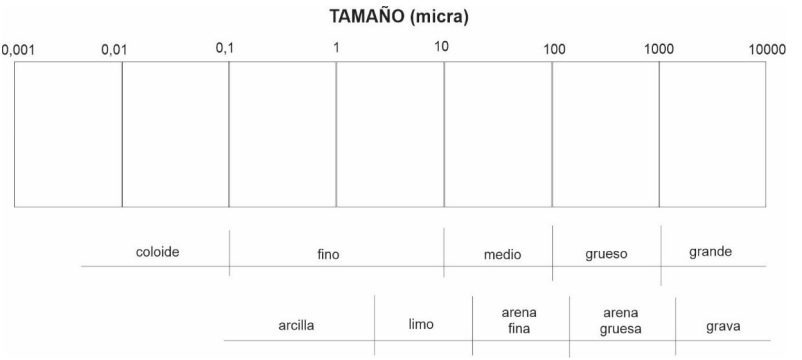


Fig. 5.3. Distribución del tamaño de partículas en los materiales más comunes

(Fuente: EPA, 1987)

La presencia significativa de coloides y partículas finas con diámetros variando normalmente en el rango de 1 a 10 µ es muy común en lodos de aguas residuales. La actuación de la biomasa en la captura de estas partículas en la etapa biológica del tratamiento es muy intensa, produciendo en consecuencia lodos con reducida aptitua para la deshidratación y que ejercen gran demanda de productos químicos de acondicionamiento.

El principal objetivo del acondicionamiento es el de aumentar el tamaño de las partículas en el lodo, envolviendo las pequeñas partículas en agregados de partículas mayores. Esto se realiza a

través de una etapa de coagulación seguida de otra de floculación. La coagulación disminuye la intensidad de las fuerzas electrostáticas de repulsión entre las partículas, desestabilizándolas. La compresión de la doble capa eléctrica que envuelve superficialmente cada partícula es el mecanismo que facilita su aproximación. La floculación permite la aglomeración de los coloides y de los sólidos finos a través de bajos gradientes de agitación.

La cantidad de producto acondicionador a ser utilizada depende de las características del lodo a ser deshidratado y de los procesos mecánicos que componen la etapa de acondicionamiento. El nivel de hidratación y el contenido de partículas finas de lodo pueden ser alterados por el tipo de transporte por tuberías hasta una central de procesamiento, por el almacenamiento durante un fin de semana y por el almacenamiento por períodos prolongados. Tales factores modifican las características del lodo y aumentan la demanda de acondicionadores previamente a la deshidratación.

5.3.3. Polímeros orgánicos

5.3.3.1. Características principales

Los polímeros orgánicos son ámpliamente utilizados en el acondicionamiento de lodos, existe una variedad de productos con composición química, desempeño y relación costo benefício muy diferentes. Las principales ventajas de los polímeros orgánicos sobre los acondicionadores químicos son:

- El aumento en la masa de lodo producido es pequeño al compararlo con la masa adicional producida por los acondicionadores químicos (15 a 30%).
- El manejo de polímeros es una operación más limpia.
- Los polímeros reducen problemas de operación y mantenimiento.
- Los polímeros no reducen la aptitud a la combustión del lodo deshidratado, en caso que este sea utilizado como combustible para incineración.

Los polímeros orgánicos se disuelven en agua para formar soluciones con diferentes viscosidades. La viscosidad resultante depende de su peso molecular, grado de carga iónica y del contenido de sales del agua de dilución. Se estima que una dosis de 0,2 mg/L de polímero con peso molecular de 100.000 contenga 120 trillones de cadenas poliméricas activas por litro de agua tratada (EPA, 1987). Los polímeros en solución actuan a través de la adhesión a la partícula de lodo, causando la siguiente sucesión de fenómenos:

- Desorción de agua de superfície
- Neutralización de cargas
- Aglomeración de pequeños materiales particulados a través de puentes entre partículas

Las puebas para selección de polímeros deben hacer parte de un procedimiento continuo, involucrado al equipo operacional de la PTAR, los proveedores de polímero y los proveedores de los equipos. Debido a las constantes variaciones en las características de los lodos producidos (tixotropía), las pruebas deben ser realizadas en la propia planta de tratamiento, de preferencia com el propio lodo a ser acondicionado.

5.3.3.2. Composición y cargas de superficie

Los polímeros son compuestos por cadenas largas de elementos químicos especiales solubles en agua, que se producen a través de sucesivas reacciones de polimerización. Pueden ser sintetizados a partir de monómeros individuales, que constituyen una subunidad o unidad repetida en la estructura molecular del producto. También pueden ser producidos a través de la adición de monómeros o grupos funcionales a polímeros naturales. El monómero más utilizado en la composición de polímeros orgánicos sintéticos e la acrilamida.

Desde el punto de vista de las cargas de superficie, los polímeros pueden ser clasificados en polímeros *neutros* o *no iónicos*, *catiónicos* y *aniónicos*.

Los floculantes aniónicos con poliacrilamidas introducen cargas negativas en las soluciones acuosas, mientras que las poliacrilamidas catiónicas suministran cargas positivas. Los polímeros catiónicos son los más utilizados en el acondicionamiento de lodos, toda vez que la mayoría de los lodos poseen cargas eléctricas predominantemente negativas en su constitución (Figura 5.4). Las características del lodo a ser procesado y el tipo de equipo de deshidratación determinarán cual tipo de polímero catiónico rendirá más y resultará en la mejor relación costo – beneficio. Por ejemplo, se hace necsario un nivel de cargas eléctricas cuando las partículas del lodo son muy finas, cuando la hidratación aumenta y cuando las cargas relativas de superficie aumentan.

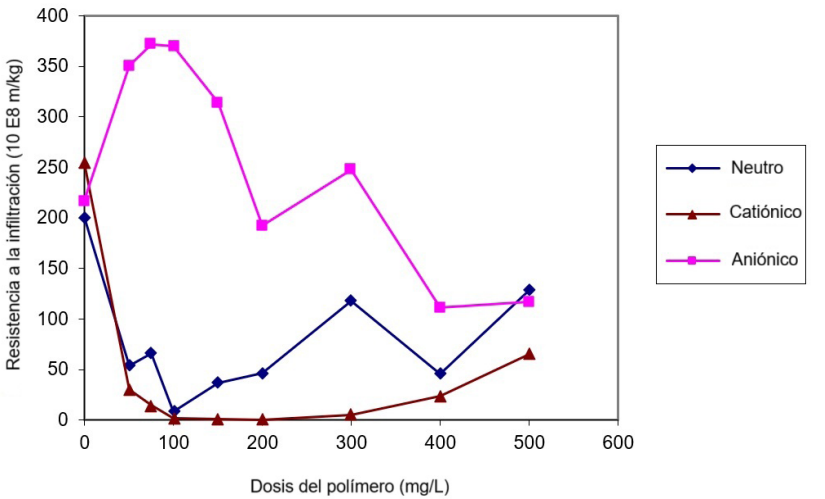


Fig. 5.4. Resultados obtenidos en ensayos de PSC (Prueba de Succión Capilar) y Resistencia Específica con lodo UASB + BF utilizando polímeros del fabricante Nalco de Brasil Ltda

Los polímeros se encuentran en el mercado bajo la forma de polvo o como líquidos. Los líquidos pueden ser comercializados como soluciones acuosas o como emulsiones de agua en aceite. El período

de almacenamiento de polvos secos varía entre uno y varios años, mientras que la mayoría de los productos líquidos poseen periodos de almacenamiento que varían entre 6 y 12 meses, y deben ser protegidos de variaciones muy amplias de temperatura en su almacenamiento. Los polímeros pueden adquirirse con diferentes pesos moleculares y densidades de carga, lo que puede afectar sensiblemente su desempeño en el acondicionamiento del lodo.

5.3.3.3. Polímeros secos

En el Cuadro 5.9 se presenta una descripción de los principales polímeros secos. Esta tabla no relaciona la gran variedad de tipos disponibles ni las principales diferencias químicas capaces de resultar en ventajas en el desempeño en diferentes sistemas de lodos, pero muestra las mayores diferencias entre los principales tipos.

Cuadro 5.9. Polímeros catiónicos representativos en polvo seco (copolímeros de poliacrilamida)

Densidad relativa (catiónico)[1]	Peso molecular[2]	Dosis aproximada (kg/ton)
Baja	Muy grande	0,25 – 5,00
Media	Grande	1,00 – 5,00
Alta	Medianamente grande	1,00 – 5,00

Fuente: EPA (1987)

[1] Baja < 10 mols %; media = 10 a 25 mols %; alta > 25 mols %

[2] Muy grande = 4.000.000 a 8.000.000; grande = 1.000.000 a 4.000.000; medianamente grande = 500.000 a 1.000.000

Los polímeros secos se encuentran disponibles en la forma de polvo granular o bajo la forma de flóculos. La forma es generalmente resultante del proceso de fabricación. Los polímeros secos poseen actividad muy alta (debido a la cantidad de productos químicos poliméricos contenidos en el producto). La concentración de sólidos activos en general alcanza valores elevados, del orden de 90 a 95%. Los polímeros secos deben

ser almacenados en áreas secas y frescas, debido a la tendencia de formación de aglomerados (pastel) que los vuelven inutilizables.

La disolución de polímeros secos requiere cuidados especiales. Un sistema típico de reposición de polímeros, presentado en la Figura 5.5, contiene varios componentes importantes.

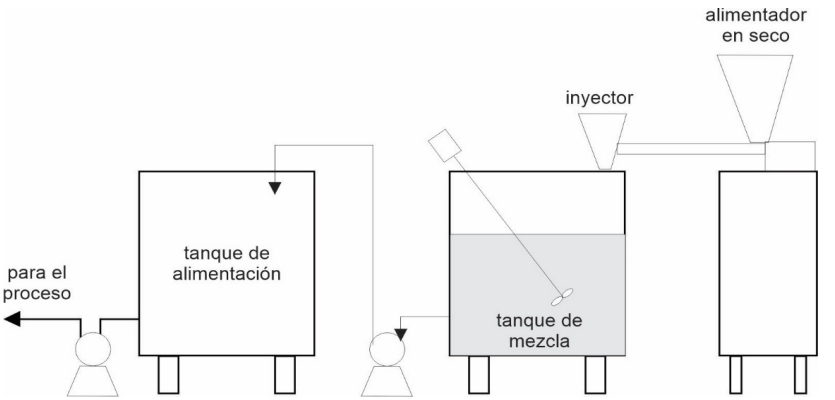


Fig. 5.5. Sistema de alimentación de polímeros secos (EPA, 1987)

El sistema debe incluir un eductor u otro tipo de dispositivo humedecedor de polímeros que realice el pre-umedecimiento del polvo que llega al tanque, el cual debe ser mezclado lentamente hasta que la disolución se complete. Entonces la mezcla debe continuar por al menos 60 segundos, para que se asegure que todo el polímero ha sido disuelto. Los polímeros no disueltos pueden causar muchos problemas, incluyendo el taponamiento de bombas y tubos e incrustaciones en los filtros prensas y en las mallas de las prensas deshidratadoras. La mezcla también proporciona tiempo para que el polímero pueda actuar. Durante su acción, las moléculas se extienden y asumen un formato que les permite flocular el lodo. Si el tiempo disponibilizado para la actuación de la solución polimérica fuese muy pequeño, el polímero no presentará el desempeño esperado.

5.3.3.4. Polímeros líquidos

Los polímeros líquidos son comercializados con diferentes concentraciones y tipos de materiales poliméricos. Dichos materiales son el producto activo del acondicionamiento del lodo y tienen su disolución controlada por la viscosidad de la solución final. Los polímeros forman soluciones verdaderas, por ello no es necesaria la agitación de soluciones poliméricas concentradas.

Las soluciones de polímeros líquidos pueden ser comercializadas en bombonas de 208 litros, en reservorios de 1040 litros o en grandes cantidades, dependiendo de la demanda. Se debe tener precauciones con relación al almacenamiento en regiones frías, para evitar que el cambio de densidad del producto inviabilice su bombeo.

El sistema para preparación de la solución de dosificación está compuesto por un tanque de mezcla y un tanque de almacenamiento del polímero diluido (Figura 5.6). Normalmente se produce una solución al 0,1% de polímero a través de la mezcla de la solución polimérica concentrada y agua por al menos 30 minutos. Esta solución de trabajo permanece estable por un período de 24 horas y deberá ser realizada de nuevo para la continuidad de la operación de deshidratación.

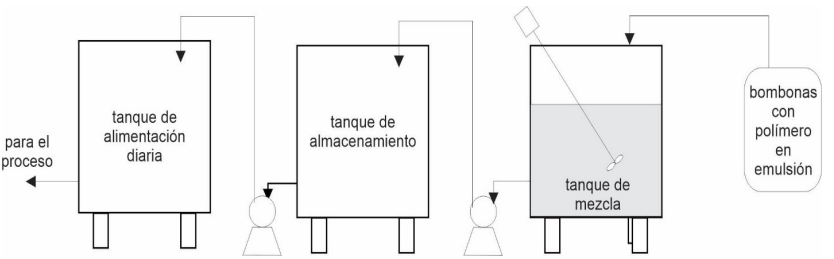


Figura 5.6. Sistema de alimentación de polímeros líquidos (EPA, 1987)

5.3.3.5. Dosis típicas de polímeros

Las dosis más usuales de polímeros, aplicadas en los procesos mecánicos de deshidratación más utilizados, están indicadas en el Cuadro 5.10 en función de diversos tipos de lodos.

Cuadro 5.10. Dosis típicas de polímeros secos en diferentes procesos de deshidratación para diversos tipos de lodos

Tipo de lodo	Filtro a vacío (kg/ton)		Filtro estera (kg/ton)		Centrífugas (kg/ton)	
	Rango	Típico	Rango	Típico	Rango	Típico
Crudo						
- Primario	0,2 – 0,5	0,5	1 - 5	3	1 - 4	2
- Primario + FBP	1 - 3	2	1 - 8	5		
- Primario + LA	2 - 5	3	1 - 10	4	2 - 8	4
- LA	4 - 8	6	1 - 10	5		
Digestión anaerobia						
- Primario	0,7 - 2	0,7	1 - 5	2	3 - 5	3
- Primario + LA	2 - 6	4	1 - 8	3	3 - 8	4
Digestión aerobia						
- Primario + LA			2 - 8	5		
Acondicionamiento térmico						
- Primario + FBP					1 - 3	2
- Primario + LA					3 - 8	4

Fuente: adaptado de EPA (1987)

LA = lodos activados; FBP = lodo de filtro biológico percolador

Ejemplo 5.3

Estimar la cantidad de polímero necesaria para el acondicionamiento del lodo producido en una planta de tratamiento de aguas residuales para 100.000 habitantes, compuesta por un lodo activado convencional (Ejemplo 2.2). El lodo mixto será sometido a digestión anaerobia, antes de la etapa de deshidratación. La deshidratación será realizada a través de centrifugación con funcionamiento continuo.

Solución:

a) *Cantidad de lodo*

Del Ejemplo 2.2, se tiene que la producción de lodo mixto digerido es de: 100.000 hab x 50 gST/hab.d = 5.000.000 gST/d = 5.000 kgST/d = 5 ton ST/día

b) *Estimación de la demanda diaria de polímeros*

Del Cuadro 5.10, se selecciona la dosis de 5 kg de polímero seco / tonelada de ST en el lodo (intervalo entre 3 y 8 kg/ton). De esta manera, la demanda diaria de polímeros será de:

M_{pol} *= 5 (ton ST/d) x 5 (kg polímero seco / tonelada ST en el lodo) = 25 kg polímero/día*

Este valor será utilizado por el diseñador para dimensionar el sistema de preparación de la solución polimérica de trabajo y la alimentación de la deshidratación.

5.3.4. Acondicionamento químico inorgánico

5.3.4.1. Productos utilizados

El acondicionamento químico inorgánico es utilizado principalmente en los casos en que la deshidratación se realiza por medio de filtración a vacío o presión. Los productos químicos normalmente utilizados son cal y cloruro férrico. El cloruro ferroso, el sulfato ferroso y el sulfato de aluminio también son utilizados, aunque con una frecuencia mucho menor.

5.3.4.2 - Cloruro férrico

La utilización de cloruro férrico para acondicionamento de lodos generalmente se realiza en asociación con cal, adicionada posteriormente al $FeCl_3$. El cloruro férrico es hidrolizado en el agua, formando complejos de hierro con cargas positivas que neutralizan las cargas de superficie negativas de los sólidos del lodo, propiciando su agregación. Este producto también reaccion con la alcalinidad de bicarbonatos del lodo, formando hidróxidos que actúan como floculantes, conforme se ilustra en la siguiente reacción:

$$2\ FeCl_3 + 3\ Ca(HCO_3)_2 \rightarrow 2\ Fe(OH)_3 + 3\ CaCl_2 + 6\ CO_2 \qquad (5.2)$$

Las soluciones de cloruro férrico generalmente son utilizadas en las concentraciones recibidas del distribuidor (30 a 40%), porque la dilución puede generar hidrólisis y precipitación de hidróxido férrico. El cloruro férrico puede ser almacenado por largos periodos de tiempo sin que se deteriore; sin embargo, en bajas temperaturas, el producto en solución se cristalice (por abajo de – 1°C, una solución con 45% de $FeCl_3$ se cristaliza). Se trata de un producto muy corrosivo, que demanda la utilización de bombas especiales, de materiales resistentes para su almacenamiento y procedimientos operacionales cuidadosos.

5.3.4.3. Cal

La cal hidratada en general es utilizada en conjunto con cloruro férrico, principalmente con el objetivo de controlar el pH, el control de olores y la higienización de los lodos. El producto resultante de la reacción de la cal con bicarbonatos ($CaCO_3$) produce una estructura granular en el lodo que aumenta su porosidad y reduce su compresibilidad.

La cal se encuentra en el mercado como cal virgen (CaO) o como cal hidratada ($Ca(OH)_2$). La cal virgen debe inicialmente ser apagada con agua, lo que resulta en su conversión para $Ca(OH)_2$ antes de su utilización en el lodo. La extinción o apagado libera grandes cantidades de calor, exigiendo equipos y cuidados que preserven la integridad de los operadores. Los niveles de CaO en los diferentes tipos de cal virgen deben ser considerados para efectos de escoger el proceso que realizará la extinción o apagado (Cuadro 5.11). La cal apagada debe ser almacenada en lugar seco para que no se vuelva inutilizable en función de las reacciones de hidratación con la humedad del aire.

Cuadro 5.11. Niveles de CaO en diferentes tipos de cal virgen

Clasificación	Nivel de CaO (% de masa)
Nivel bajo	50 – 75
Nivel medio	75 – 88
Nivel alto	88 – 96

Por otro lado, la cal hidratada es un producto que no requiere extinción, se mezcla fácilmente en el agua con pequeña producción de calor, y no requiere condiciones especiales para su almacenamiento. Sin embargo, por ser más cara y estar menos disponible que la cal virgen, en plantas de tratamiento con demanda de cal superior a 1 – 2 toneladas por día, necesariamente la adquisición de cal virgen para extinción "in loco" es más usual.

5.3.4.4. Dosis aplicadas

El acondicionamiento químico aumenta la masa de lodo a ser administrada en la planta en cerca de 1 tonelada adicional de lodo para cada tonelada de cal o cloruro férrico adicionada. Pese a que el uso de la cal sea benéfico para la estabilización del lodo, el acondicionamiento químico también reduce el potencial de quema para la incineración. Las franjas de dosis de acondicionadores más comunes en función del tipo de equipo y del lodo a ser deshidratado se presentan en el Cuadro 5.12.

Cuadro 5.12. Dosis de acondicionadores en función del tipo de equipo

Tipo de lodo	Filtro a vacío (kg/ton)		Filtro prensa (kg/ton)	
	$FeCl_3$	CaO	$FeCl_3$	CaO
Crudo				
- Primario	20 – 40	80 – 100	40 – 60	10 – 140
- LA	60 – 100	0 – 160	70 - 100	200 – 250
- Primario + FBP	20 – 40	90 – 120		
- Primario + LA	25 – 60	90 – 160		
- Primario + LA séptico	25 – 40	120 – 150		
Digerido de manera anaerobia				
- Primario	30 – 50	100 – 130		
- Primario + LA	30 – 60	150 – 210	40 - 100	110 - 300
- Primario + FBP	40 – 60	125 – 175		
Acondicionado térmicamente	Nada	Nada	Nada	Nada

Fuente: adaptado de EPA (1987), WEF (1996)

Ejemplo 5.4

Estimar la cantidade de productos químicos necesaria para el acondicionamiento del lodo producido en una planta de tratamiento de aguas residuales para 100.000 habitantes, compuesta por lodo activado convencional (Ejemplo 2.2). El lodo mixto será sometido

a digestión anaerobia, antes de la etapa de deshidratación. La deshidratación será realizada a través de filtros a vacío funcionando de manera continua.

Solución:

a) *Cantidad de lodo*

Del Ejemplo 2.2, se tiene que la producción de lodo mixto digerido es de: 100.000 hab x 50 gST/hab.d = 5.000.000 gST/d = 5.000 kgST/d

b) Cantidad de $FeCl_3$ máxima necesaria por día

La cantidad necesaria debe ser calculada con un buen margen de seguridad, considerando el límite máximo del intervalo presentado en el Cuadro 5.12 para lodo mixto digerido de manera anaerobia. Adoptar la dosis de 60 kg $FeCl_3$ por tonelada de lodo.

M_{FeCl3} = 5.000 (kgST/d) x 60 (kg $FeCl_3$/1000 kg de lodo) = 300 kg $FeCl_3$/día

c) Volumen de solución al 40% de $FeCl_3$

La solución de $FeCl_3$ al 40% posee 1,0 kg de $FeCl_3$ por 1,77 litros de solución. Por lo tanto:

V_{FeCl3} =300 (kg $FeCl_3$/día) x 1,77 (L/kg $FeCl_3$) = 531 litros de solución / día

d) Cantidad de CaO necesaria

Utilizando el límite superior del intervalo de dosis del Cuadro 5.12, se tiene una dosis de 210 kg CaO por tonelada de lodo:

M_{CaO} = 5.000 (kgST/d) x 210 (kg CaO/1000 kg de lodo) = 1.050 kg CaO/día

e) Cantidad de cal virgen necesaria

La cal virgen a ser utilizada en el ejemplo posee 90% de CaO en su composición.

$M_{cal\ v.}$ =1050 (kg CaO/día) x (1/0,9) (kg cal virgen / kg de CaO) = 1.167 kg cal virgen / día

f) Estimación de la producción extra de lodo debido al acondicionamiento

Se estima que la producción extra será de 1,0 kg ST / kg de ($FeCl_3$ + cal) adicionado

M^e_{lodo} = 1,0 x [300 kg ($FeCl_3$/día) + 1.167 (kg cal virgen/día)] = 1.467 kg ST lodo/día

g) Masa total de lodo seco producido en la PTAR diariamente

M^s_{lodo} = 5.000 (kgST/d) + 1.467 (kg ST lodo extra/día) = 6.467 kg ST/día

h) Masa de lodo húmedo producida diariamente después de la deshidratación (a 20% ST)

M^h_{lodo} =6.467 (kg ST/día) x (100% / 20%) = 32.335 kg lodo/día

5.3.5. Otros tipos de acondicionadores

Se han utilizado otros tipos de materiales inorgánicos para acondicionamiento de lodos. La utilización de escorias de alto horno de la industria del cemento y de cal, muy ricos en calcio y potasio, producen buenos resultados en el acondicionamiento. Sin embargo,

para que se obtenga el mismo efecto producido por la cal en la elevación del pH de la mezcla, es necesaria la introducción del doble de la cantidad de dicho producto.

El carbón pulverizado fue utilizado con éxito en pruebas realizadas con centrífugas y filtros a vacío en los EUA. No se tienen noticias sobre la utilización de dicho producto en gran escala; sin embargo, en caso que el destino del lodo sea la incineración, se puede lograr ahorro de combustibles con este tipo de acondicionamiento. Las cenizas de incineradores también producen efectos semejantes al carbón y a la ceniza de altos hornos, reduciendo así la demanda de cloruro férrico y cal como acondicionadores químicos.

5.4. LECHOS DE SECADO

5.4.1. Principales características

Este tipo de proceso de deshidratación es recomendado para comunidades de tamaño pequeño y mediano, con PTARs que tratan los efluentes de una población equivalente a cerca de 20.000 habitantes, localizadas en áreas lejadas de la zona urbana. Las principales ventajas y desventajas de la utilización de lechos de secado se presentan en el Cuadro 5.13.

Cuadro 5.13. Ventajas y desventajas de los lechos de secado

Ventajas	Desventajas
Bajo valor de inversión	Elevada área requerida
Simplicidad operacional	Necesidad de estabilización previa del lodo
Bajo nivel de atención exigido	Influencia significativa del clima en el desempeño operacional del proceso
Necesidad de operador con bajo nivel de cualificación	Lenta remoción de la torta seca
Bajo o inexistente consumo de energía eléctrica	Necesidade de elevada mano de obra para remoción de la torta seca
Bajo o inexistente consumo de producto químico	Elevado riesgo de liberación de olores desagradables y de proliferación de moscas
Baja sensibilidad a variaciones en las características del lodo	Riesgo de contaminación del nivel freático, cuendo el fondo de los lechos y el sistema de drenaje no sean bien ejecutados
Torta con alto nivel de sólidos	

Los lechos de secado son una de las técnicas más antiguas utilizadas en la separación sólido-líquido del lodo, y que poseen un costo de implantación bastante reducido, al ser comparados con las opciones de deshidratación mecanizada (van Haandel y Lettinga, 1994). En Brasil, la norma NBR 12.209/2011 (Diseño de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales – ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas) reglamenta los diseños de lechos de secado.

El proceso se caracteriza por un tanque, generalmente rectangular, con paredes de ladrillo o concreto y fondo de concreto. En el interior del tanque se incluyen los siguientes dispositivos para posibilitar el drenaje del agua presente en el lodo (Figura 5.7):

- solera drenante
- capa de soporte
- sistema de drenaje

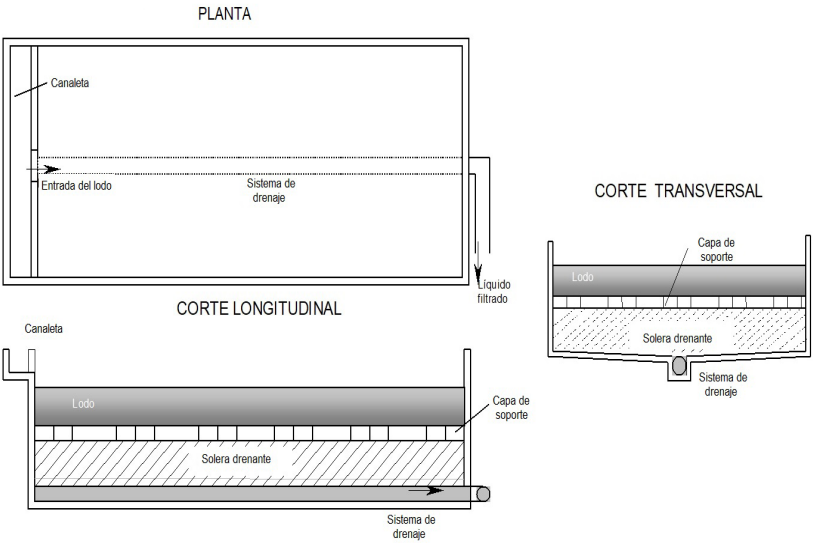


Figura 5.7. Esquema de un lecho de secado (Franci, 1999)

Solera drenante. Permite que el líquido presente en el lodo percole por capas sucesivas de arena y triturado con diferentes granulometrías con, aproximadamente, 0,50 m de espesor. Las capas deben estar dispuestas con granos de tamaño creciente de arriba para abajo, variando de 0,3 mm en la parte superior hasta 76 mm en la parte inferior (Figura 5.8).

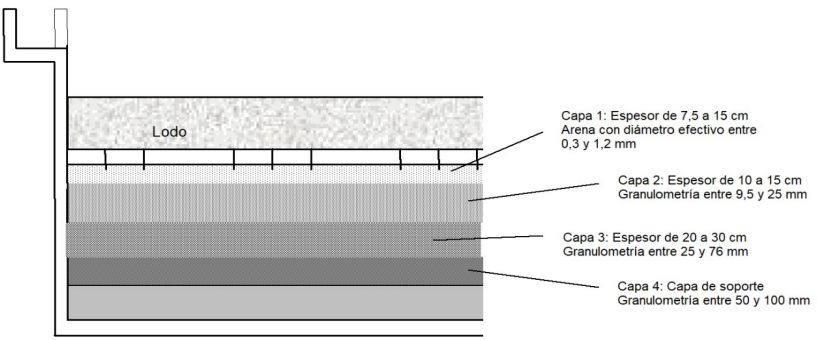


Figura 5.8. Detalle de la solera drenante (Franci, 1999)

Capa soporte. Está composta de ladrillos cocidos u otros elementos de material resistente a la operación de remoción del lodo seco, dispuestos normalmente, como se ilustra en la Figura 5.9 y asentados con arena gruesa con juntas de 2 a 3 cm. Tiene la finalidad de posibilitar una mejor distribución del lodo, impedir la colmatación (taponamiento de los poros de la superficie de la solera drenante) y garantizar que la remoción del lodo deshidratado sea realizada sin revolver las capas superficiales de la solera drenante.

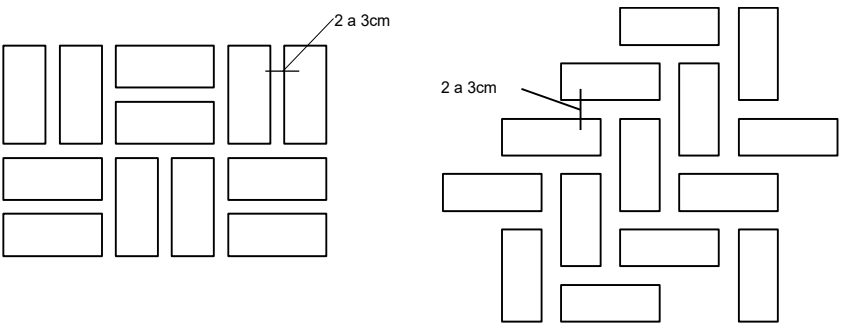


Figura 5.9. Detalle de la disposición de los ladrillos que componen la capa soporte (Franci, 1999)

Sistema de drenaje. Está constituido por tubos asentados con juntas abiertas o perforados con diámetro mínimo de 100 mm, colocados en el fondo del tanque, y que recojen todo el líquido percolado en la solera drenante. Los drenajes no deberán estar con más de 3,00 m de distancia entre sí. El fondo del lecho de secado debe ser plano e impermeable, con inclinación mínima de 1% en el sentido del colector principal de escurrimiento del líquido filtrado. También se puede instalar el sistema de drenaje por fuera del tanque para facilitar el mantenimiento de las canalizaciones. En este caso, el fondo del tanque deberá ser bastante inclinado para posibilitar el flujo del líquido a través de orificios hechos a lo largo de la pared lateral del tanque.

5.4.2. Aspectos generales de la deshidratación de lodos en lechos de secado

El lodo, cuando está bien digerido (con pequeña fracción de sólidos biodegradables), sometido a secado natural, presenta características satisfactorias para que la deshidratación ocurra en un periodo más corto de tiempo (Jordão y Pessôa, 1995). Esta condición se presenta en el lodo generado en lagunas, que es suficientemente estable para promover la separación sólido-líquido sin necesidad de tratamiento previo.

Los lechos pueden ser instalados al aire libre o cubiertos para protección contra la influencia de la lluvia y las heladas. El secado se realiza de manera discontinua con la secuencia de varios lechos de secado (van Haandel y Lettinga, 1994). Según Hess (1973), el lodo digerido, sujeto a una presión hidrostática elevada en el sedimentador o en el digestor, presenta agua intersticial saturada de gases como CO_2 y metano. Al ser llevado a lechos de secado para deshidratación, puede flotar debido a la diferencia de peso específico del lodo digerido y del agua. Siendo así, durante gran parte del periodo de deshidratación, el agua percola con facilidad en el lecho filtrante, hasta que el lodo se deposite y se transforme en una masa densa y pastosa. A partir de ese momento, la percolación es prácticamente interrumpida y el secado es realizado por evaporación natural del agua.

Imhoff (1966) considera que, a partir de las características finales del lodo seco, se puede evaluar el nivel de estabilización del lodo sometido a la deshidratación, como se presenta a continuación:

- Lodo seco con agrietamiento escaso y fino: indicación de lodo bien digerido y con bajos niveles de agua;
- Grietas numerosas, de ancho mediana: indicación de un lodo digerido con elevado nivel de agua;
- Grietas en pequeña cantidad y de gran anchura: indicación de lodo mal digerido, pegajoso, que requiere grandes periodos de tiempo para su secado.

Además de las características físicas del lodo, las condiciones climáticas también ejercen influencia en el comportamiento de este tipo de proceso. El secado natural del lodo puede promover, en determinadas situaciones, una remoción considerable de organismos patógenos, debido a la exposición prolongada del material al sol, que eleva la temperatura del lodo (van Haandel y Lettinga, 1994).

Después de alcanzar niveles de sólidos en torno de 30 %, el lodo debe ser removido del lecho de secado tan rápido como sea posible, para no dificultar su remoción posterior. Además de eso, la permanencia prolongada del lodo en los lechos promuee el crecimiento de vegetación que, además de mostrar indicios de mala planeación de la operación de la PTAR, entorpece de forma considerable su remoción.

5.4.3. Dimensionamiento del lecho de secado

5.4.3.1. Dimensionamiento con base en tasas de aplicación

El dimensionamiento de lechos de secado puede ser realizado a través de tasas empíricas, obtenidas en ensayos bajo condiciones controladas y específicas a la situación enfocada. Las principales variables del problema son:

- la producción de lodo en la PTAR;
- las características del lodo, en lo que se refiere al contenido de sólidos totales y sólidos volátiles;
- el nivel de sólidos totales en la torta, que determinará el período de secado;
- el espesor de la capa de lodo generada por la descarga de lodo.

Las principales recomendaciones de la Norma Brasilera (NBR 12.209, 2011) se encuentram resumidas a continuación:

- tasa nominal de aplicación de sólidos ≤ 15 kg ST/m^2 de lecho para cada ciclo de secado
- cantidad de cámaras: al menos dos
- distancia máxima de transporte en el interior del lecho = 10 metros

Ejemplo 5.5

*Dimensionar, de acuerdo a la norma brasilera NBR 12.209 (2011), el sistema de lecho de secado de lodos para una PTAR con reactores UASB con capacidade para 100.000 habitantes (Ejemplo 2.1). El periodo de secado fue estimado para 15 días, con base en el funcionamiento de lechos de secado existentes en la regi*ón*. El periodo de remoción del lodo seco del lecho fue estimado en 5 días.*

Solución:

a) *Cantidad de lodo a ser removido*

Con base en los Cuadros 2.3 y 2.6, la producción másica per c*ápita de lodo está entre 12 y 18 gSS/hab.d y la producción volumétrica per cápita es de 0,2 a 0,6 L/hab.d. Adoptando valores intermedios en cada rango, se tiene la siguiente producción total de lodo a ser procesado, para la población de 100.000 habitantes:*

Carga de SS en el lodo: M_L = 100.000 hab x 15 g/hab.d = 1.500.000 gSS/d = 1.500 kgSS/d
Caudal de lodo: Q_L = 100.000 hab x 0,4 L/hab.d = 40.000 L/d = 40 m^3/d

Dichos valores son los mismos ya calculados en el Ejemplo 2.1

b) Duración del ciclo de operación del lecho de secado

$T = T_S + T_L$

donde:

T_S = *tiempo de secado (días)*
T_L = *tiempo de limpieza (días)*

T = 15 + 5 = 20 días

c) *Volumen de lodo deshidratado por ciclo*

$V_L = Q_L \times T$

donde:
V_L = *Volumen de lodo deshidratado por ciclo (m^3)*
Q_L = *Caudal de lodo (m^3/día)*

V_L = *40 (m^3/d) x 20 (d) = 800 m^3/ciclo*

d) *Área necesaria para el lecho de secado*

$A_{LS} = (M_L.T) / C_s$

donde:
A_{LS} = *área del lecho de secado (m^2)*
C_s = *tasa nominal de aplicación de sólidos (según la norma brasilera NB 570) (kg ST/m^2) (adoptada igual a 15 kg ST/m^2)*

A_{LS} = *[1500 (kg ST/d) x 20 (d)] / 15 (kg ST/m^2) =*
A_{LS} = *2.200 m^2*

El área per cápita requerida es:

Área per cápita = 2.200 m^2 / 100.000 hab = 0,022 m^2/hab

e) *Geometría de las celdas de secado*

Se utilizarán 22 celdas, cada una con 100 m^2. Cada celda poseerá 10,00 metros de ancho y 10,00 metros de largo.

f) *Altura de la lámina de lodo después de la carga en el lecho de secado*

La lámina de lodo es calculada por medio de la fórmula:

$h_L = V_L / A_{LS}$ = 800 (m^3/ciclo) / 2.200 (m^2) = 0,36 m

5.4.3.2. Dimensionamiento con base en el concepto de productividad

Otra posibilidad de dimensionamiento es la utilización del modelo de cálculo propuesto por van Haandel y Lettinga (1994). El Ejemplo 5.6 presenta el dimensionamiento de un lecho de secado con base en datos obtenidos en las investigaciones realizadas por el Departamento de Hidráulica y Saneamiento (DHS) – Centro Tecnológico (CT) – Universidad Federal de Espírito Santo (UFES), Brasil, con lodo de laguna anaerobia (Franci, 1999).

Ejemplo 5.6

Una laguna anaerobia con capacidad de tratamiento para 20.000 habitantes acumuló durante 2 años de funcionamiento ininterrumpidos 723 m^3 de lodo. Se pretende realizar la remoción de 80% de dicho volumen de lodo, para posterior deshidratación en un lecho de secado que será construido en la propia PTAR. Se pide calcular el área de lechos de secado necesaria para deshidratar el lodo que fue removido con contenido de humedad de 92% (8% ST), hasta alcanzar humedad final de 73% (27% ST).

Solución:

a) Cálculo de la masa de lodo a ser removida

$M_{lodo} = V_{lodo} \times TS_i \times \rho_L$

donde:
V_{lodo} *= volumen del lodo a ser removido = 723 m³ x 0,8 = 579 m³*
TS_i *= contenido incial de sólidos del lodo = 8% (humedad = 92%)*
ρ_L *= densidad del lodo = 1,02 ton/m³*

$M_{lodo} = 579 \times 0{,}08 \times 1{,}02 = 47$ *tonST* $= 47 \times 10^3$ *kgST*

b) Productividad

Este valor establece la relación entre la tasa de sólidos aplicada y el periodo de secado para una determinada humedad, presentada como la razón entre la masa de ST obtenida por unidad de área y por unidad de tiempo (Figura 5.10). Las curvas presentadas en la Figura 5.10 se geeraron a partir de análisis experimental con lodo de la laguna anaerobia de Eldorado (estado Espírito Santo - Brasil).

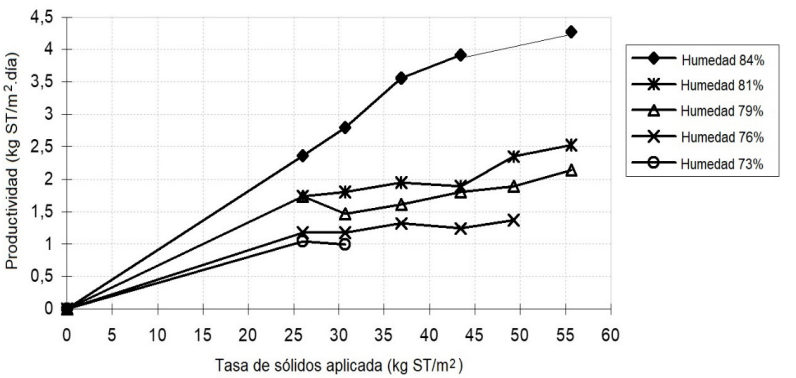


Figura 5.10. Productividad de los lechos de secado en función de la tasa de sólidos aplicados (lodo de laguna anaerobia)

A modo de comparación, para lodos de reactores anaerobios con humedad final de 70%, se obtuvo productividades de 0,55 kgST/m².d (región Sureste de Brasil) y de 1,65 kgST/m².d (región Nordeste de Brasil, más caliente) (Aisse et al 1999).

La tasa de sólidos a ser aplicada es función básicamente de las condiciones operacionales que se desea para el lecho de secado, o sea, humedad final de la torta de lodo, ciclo de secado del lodo y altura de la capa de lodo a ser aplicada. La norma brasilera A NB-570/1990, citada anteriormente, recomienda una tasa de 15 kgST/m². Sin embargo, en pruebas experimentales realizadas con tasas de aplicación superiores a la recomendada por la norma, los resultados fueron satisfactorios para lodo generado en reactores del tipo laguna.

Considerando en este ejemplo una tasa de sólidos a ser aplicada de ts_{lodo} = 30 kgST/m² y una humedad final a ser alcanzada con la deshidratación de 73%, la productividad será (Figura 5.10):

P_{LS} = 1,0 kgST/m².d

c) Cálculo del ciclo de secado

El tiempo necesario para promover la deshidratación (ciclo de secado) se establece en función de la tasa de lodo aplicada y de la productividad del lecho para las consideraciones presentadas.

$T = ts_{Lodo} / P_{LS}$

T = 30 (kgST/m²) / 1,0 (kgST/m².d) = 30 días

d) Cálculo del área de lecho de secado

$S_{LS} = M_{lodo} / (P_{LS} \times T)$

donde:

S_{LS} = *área total del lecho de secado* (m^2)
M_{lodo} = *masa de lodo acumulado en 2 años (kgST)*
P_{LS} = *productividad del leito de secado* ($kgST/m^2.d$)
T = *ciclo de secado (días)*

$S_{LS} = 47 \times 10^3\ (kgST) / (1{,}0\ kgST/m^2.d \times 30\ d) = 1.567 m^2$

El área per cápita requerida es:

Área per cá*pita* $= 1.567\ m^2 / 20.000\ hab = 0{,}078\ m^2/hab$

Para las condiciones establecidas en el ejemplo, la altura de lodo a ser aplicada en los lechos será igual a:

$H_{lodo} = V_{lodo} / S_{LS}$

$H_{lodo} = 579\ m^3 / 1.567 m^2 = 0{,}37\ m$

En este caso, se puede considerar, entre otras, las siguientes alternativas de distribución de área de los lechos:

- *6 lechos de 10 x 30m*
- *5 lechos de 12 x 30m*
- *3 lechos de 15 x 30m*
- *7 lechos de 10 x 25m*

e) Remoción del lodo de la laguna por etapas

*Por tratarse de lodo de laguna de estabilización, no hay impedimentos para que dicho lodo permanezca en el lecho por largos períodos de tiempo, llegando a humedades a*ún *menores, dados los dilatados plazos para la descarga de lodos de la laguna.*

En caso que la técnica de remoción del lodo de la laguna a adotar posibilite la remoción en dos etapas, otra alternativa bastante viable sería la de remover inicialmente parte del lodo para deshidratar, y después del ciclo de secado adoptado, remover el resto del lodo de la laguna. Dicha práctica reduciría mucho el área requerida para el lecho de secado. En el anterior ejemplo, si se removiese la mitad del lodo de la laguna, el área también se reduciría a la mitad.

f) Influencia de las lluvias

En el análisis de productividad presentado en l Figura 5.10 no se consideró el efecto de la lluvia en la remoción de la humedad del lodo. Para considerar dicho factor, se debe evaluar cuál es la tasa media de remoción de agua en el lecho de secado. Si P_{LS} es la productividad del lecho y h_i y h_f representan las humedades inicial y final del lodo, entonces se puede decir que la tasa media de remoción de agua en el lecho se define como:

$$Ta = Ta_i - Ta_f$$

donde:
Ta_i *= tasa de aplicación de agua =* $P_{LS} \times h_i / (1-h_i)$
Ta_f *= tasa de remoción de agua =* $P_{LS} \times h_f / (1-h_f)$

Entonces:
$Ta = P_{LS} \{[h_i / (1-h_i)] - [h_f / (1-h_f)]\}$
$Ta = 1,0 \{[0,92 / (1-0,92)] - [0,73 / (1-0,73)]\}$
$Ta = 8,80$ *L/m².día = 8,80 mm/día = 3.212 mm/año*

Suponiendo que la precipitación pluviométrica en el periodo haya sido de 1.254 mm/año, la relación entre la tasa de remoción de agua y la precipitación acumulada en el año es del orden de 2,6 (= 3212/1254). Por lo tanto, en este caso, para considerar las lluvias, el área d*el*

lecho de secado deberá ser incrementada en una proporción de 1/2,6; es decir, en un 38%. De manera equivalente, se considera reducir la productividad determinada en 38%. De esa manera, el área final del lecho de secado será aproximadamente de S_{LS} *= 1.567* m^2 *x 1,38 = 2.163*m^2*.*

5.4.4. Aspectos operacionales

La simplicidad de operación y mantenimiento de los lechos de secado hace que las soluciones para posibles problemas operacionales detectados también sean bastante sencillas. El Cuadro 5.14 presenta algunas soluciones operacionales para el tratamiento de dificultades en el mantenimiento de lechos de secado.

Cuadro 5.14. Principales problemas y soluciones en la operación de lechos de secado

Problema detectado	Posible causa del problema	Verificar y monitorear	Solución
Ciclo de deshidratación elevado	Excesiva altura de lodo aplicado	La altura de lodo a aplicar de manera satisfactoria es de aproximadamente 20 cm	Cuando el lodo esté seco, se lo debe remover y limpiar bien el lecho de secado. Aplicar una pequeña altura de lodo y medir cuanto disminuye por un período de 3 días. En la próxima aplicación, verter el doble de la disminución verificada en el 3er día después de la 1ª aplicación.
	Aplicación del lodo con limpieza inadecuada del lecho de secado	Observar la condición de limpieza (mantenimiento) del lecho de secado	Remover el lodo después del secado. Limpiar bien la superficie del lecho y recolocar, de ser necesario, de 1,2 – 2,5 cm de arena limpia.
	Sistema de drenaje obstruido o tubería rota		Efectuar lentamente una limpieza en contracorriente del lecho de secado, conectando una fuente de agua limpia a la tubería de drenaje de fondo. Chequear la arena del lecho y sustituir el medio filtrante cuando sea necesario. Drenar totalmente el lecho para que no ocurra congelamiento en las estaciones frías.
	Lecho subdimensionado	Verificar el efecto de la aplicación de polímeros	La dosis típica es de 2,3 – 13,6 kg de polímero catiónico/ton de sólidos secos. Resulta en un aumento significativo de la tasa de deshidratación.
	Condiciones climáticas de la región	Temperatura, precipitación	Proteger el lecho contra la intemperie.
Tubería de alimentación del lecho de secado obstruida	Acumulación de sólidos o arena en la tubería		Abrir totalmente las válvulas al inicio de la aplicación del lodo para limpieza de la tubería. Aplicar chorros de agua, en caso de ser necesario.

Problema detectado	Posible causa del problema	Verificar y monitorear	Solución
Lodo muy fino siendo purgado del digestor	Problemas de separación de fase en el digestor, con remoción de agua y no del lodo		Reducción de la tasa (velocidad) de remoción del lodo del digestor
Aparición de moscas en la capa de lodo			Quebrar (romper) la corteza de lodo y usar un larvicida, tal como el borato de calcio, o matar las moscas adultas con un insecticida adecuado.
Olor cuando se aplica el lodo	Inadecuada digestión del lodo	Proceso de operación y digestión	Establecer una correcta operación del proceso de digestión.
Surgimiento de terrones y polvo del lodo deshidratado	Exceso de secado	Humedad conseguida	Remover el lodo del lecho cuando se logre una humedad del 40 al 60%.

Fuente: WEF (1996)

5.5. LAGUNAS DE SECADO

5.5.1. Principales características

Las lagunas de secado de lodo son utilizadas para espesamiento, digestión complementaria, deshidratación e inclusive para la disposición final de lodos de aguas residuales. Pese a que se trate de un proceso de bajo costo y operacionalmente simple, las lagunas de secado son poco utilizadas en Brasil. En función del procedimiento operacional, las lagunas pueden ser clasificadas en temporles o permanentes. Cuando reciben lodos crudos, en que la estabilización es una tarea que debe ser desempeñada por el proceso, son clasificadas como facultativas. Si reciben lodos previamente digeridos, son clasificadas como lagunas de secado. Considerando el objetivo de este capítulo, solamente serán consideradas las lagunas de secado en este texto.

Las lagunas de secado son generalmente excavadas en el suelo, o posicionadas en depresiones naturales del terreno, o dotadas de diques, donde el lodo de descarte de la PTAR es acumulado por periodos de tiempo prolongados (de 3 a 5 años). Durante ese período, el lodo es espesado por acción de la gravedad, digerido por los propios microorganismos presentes en el lodo y deshidratado a través del drenaje del agua libre, de evaporación y de escurrimiento superficial. Se trata de un proceso recomendado para deshidratar lodos previamente digeridos por las vías aerobia o anaerobia, y que no es recomendado para deshidratación de lodos primarios o mixtos. Sus principales características positivas y negativas se encuentran resumidas en el Cuadro 5.15.

Cuadro 5.15. Ventajas y desventajas de las lagunas de lodo

Ventajas	Desventajas
Consumo de energía bastante reducido	Generación de olores de difícil control
Ausencia de productos químicos	Puede contaminar el nivel freático y aguas superficiales
Pequeña sensibilidad a variaciones en las características del lodo	Atracción de vectores, principalmente mosquitos y moscas
Estabilización complementaria de la materia orgánica en el lodo	Impacto visual
Mano de obra poco especializada	Ausencia de criterios racionales de ingeniería para estudio económico
Sirve como unidad de reserva en PTARs con problemas operacionales en la deshidratación de lodos	Demanda de grandes áreas
Bajo costo de implantación en los casos donde hay terreno a bajo costo	

Fuente: WPCF (1983)

5.5.2. Principio de funcionamiento de una laguna de secado de lodos

Una laguna de lodo se diseña para recibir continuamente el lodo descartado de la fase líquida de la PTAR por largos períodos de tiempo, permitiendo que el espesamiento y la deshidratación ocurran de la manera más eficiente posible. La principal diferencia entre este proceso y los lechos de secado reside en el hecho de que la evaporación es el principal mecanismo que influencia en la deshidratación. La percolación tiene un efecto menor que en los lechos de secado. Se pueden adoptar las siguientes estrategias operacionales para la deshidratación:

- *Operación con llenado intermitente.* Una laguna recibe lodo durante un periodo prolongado de tiempo hasta su llenado total. Después del llenado, ésta laguna debe ser paralizada para que se complete la deshidratación del lodo, mientras una segunda laguna entra a recibir lodo de descarte de la PTAR. Esta estrategia puede ser utilizada para vaciado de los digestores de una PTAR, cuyos volúmenes acondicionan el dimensionamiento de la laguna de secado. En este caso, hay la necesidad de por lo menos dos lagunas de lodo disponibles para operación en paralelo.
- *Operación con llenado semi-continuo.* Esa estrategia prevee el llenado semicontinuo de varias lagunas al mismo tiempo, con bajas cargas de sólidos. Las cargas deben ser espaciadas para permitir la colección del sobrenadante y el secado del lodo de la carga anterior antes de la aplicación de la próxima carga.

La deshidratación en la laguna puede ser acelerada mediante el uso de dispositivos que permitan la remoción del agua sobrenadante en varios niveles después de la carga de lodo (Figura 5.11). La utilización de drenajes de fondo tampoco es práctica común en lagunas de secado, porque el lodo de aguas residuales posee reducida drenabilidad y es bastante probable la ocurrencia del riesgo de taponamiento de la tubería.

Una vez que se ha llenado la laguna, ésta podrá ser desactivada sin la remoción del lodo, sirviendo de esa manera como solución definitiva para la disposición final. Otra posibilidad es la remoción del lodo de la laguna llena, permitiendo el reaprovechamiento del reservorio y transformando la laguna en un proceso contínuo de deshidratación.

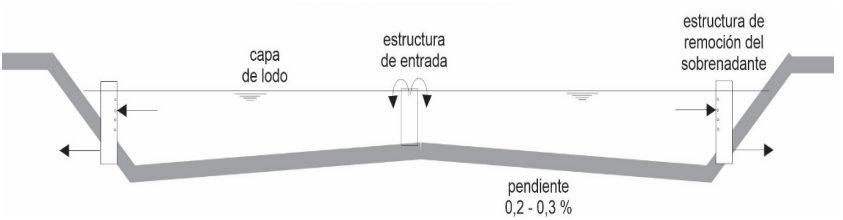


Fig. 5.11. Esquema de una laguna de lodo con dispositivo de remoción del sobrenadante (EPA, 1987)

5.5.3. Desempeño y operación

La decantación del líquido sobrenadante y la evaporación del lodo sedimentado son los principales mecanismos que comandan la deshidratación en este tipo de proceso. Las principales variables que influencian en el tamaño (área) de la laguna son la carga de lodo, la precipitación pluviométrica, la temperatura y las tasas de evaporación en la región. Después de la introducción del lodo en la laguna, contribuyen para la reducción de volumen la pérdida de agua por infiltración en el suelo (fondo de la laguna y taludes), en menor escala, y la evaporación a través de la superficie del líquido en la laguna (fenómeno predominante). Dicha pérdida de volumen únicamente no es más acentuada debido a las lluvias, que, dependiendo de la región, pueden retardar de manera considerable el secado del lodo.

Según Jordão y Pessôa (1995), los principales factores que contribuyen para los largos periodos de secado del lodo en este tipo de proceso son:

- Grandes profundidades;
- Alimentación continua o semicontinua en pequeños intervalos;
- Mezcla de lodo húmedo con lodo seco por medio de la alimentación de la laguna;
- Estratificación entre las capas sólida y líquida indefinida;
- Sistema de drenaje poco eficiente, lo que minimiza la percolación;
- Períodos lluviosos y de poca insolación;
- Períodos prolongados de remoción del lodo de las lagunas;
- Posibilidad de influencia de las variaciones de nivel de las aguas freáticas.

El ciclo de secado del lodo en una laguna es compuesto por el periodo de llenado, el periodo de secado y el periodo de remoción del lodo seco. Se recomienda la utilización de varias unidades, para que los tres periodos operacionales antes citados puedan ocurrir de manera desfasada y permitir la realización continua de la deshidratación en la PTAR. Jordão y Pessôa (1995) recomiendan la utilización de por lo menos cuatro lagunas de secado operando en paralelo, de acuerdo con el siguiente arreglo:

- 1ª laguna - período de llenado;
- 2ª laguna - período de secado;
- 3ª laguna - período de secado;
- 4ª laguna - período de remoción del lodo.

El ciclo operacional tendrá una duración total de 360 días, que culmina en el periodo de remoción del lodo. Al final del ciclo operacional, el lodo seco deberá presentar niveles de sólidos totales que varían entre el 25 y el 35%. La concentración de DBO_5 en el líquido percolado también debe ser determinada, para que se defina la destinación final del mismo.

5.5.4. Consideraciones de diseño

5.5.4.1. Dimensionamiento según los criterios de la EPA

La deshidratación a ser realizada se refiere al agua contenida en el lodo, adicionada al volumen de agua de las lluvias que se incorporó al lodo (con excepción de la fracción de agua de lluvia que fue retenida como sobrenadante). El área de la laguna debe ser dimensionada con base en estas consideraciones, en las cuales se basa el modelo presentado por la EPA (1987):

$$M_0 = \rho . M_l . \left(\frac{1 - L_0}{L_0} \right) \tag{5.3}$$

donde:

M_0 = masa de agua en el lodo aplicado anualmente en la laguna (kg/año)
ρ = densidad del lodo
M_l = masa de ST producida anualmente (lodo seco) (kg ST/año)
L_0 = concentración de ST en el lodo aplicado en la laguna (%)

El nivel de agua en el lodo después de la decantación se calcula por medio de la ecuación:

$$M_d = \rho . M_l . \left(\frac{1 - L_d}{L_d} \right) \tag{5.4}$$

donde:

M_d = masa de agua restante después de la decantación en la laguna (kg/año)
ρ = densidad del lodo
M_l = masa de ST producida anualmente (lodo seco) (kg ST/año)
L_d = concentración de ST en el lodo sometido a decantación (%)

La masa de agua remanente después de la decantación del lodo y la purga del sobrenadante, a ser removida por evaporación, puede ser estimada por medio de la ecuación:

$$M_e = M_d - \rho . \text{S} \left(\frac{1-s_e}{s_e}\right) + \text{P.A.} 1000 \quad (5.5)$$

donde:

M_e = masa de agua a ser evaporada después de la decantación (kg/año)
S = producción anual de sólidos (kgST/año)
s_e = concentración de ST deseada en el lodo después de la evaporación (%)
P = precipitación anual (m)
A = área de la laguna (m^2)

En el caso que el proceso a ser implementado no disponga de dispositivo de purga del sobrenadante después de la decantación, M_d puede ser sustituido por M_0 en la anterior ecuación.

La tasa de evaporación en una determinada región a ser considerada en el dimensionamiento de la laguna es definida por:

$$R_e = 10.k_e.E_p \quad (5.6)$$

donde:

R_e = tasa de evaporación potencial para el lodo en la laguna (kg/m^2.año)
k_e = factor de corrección de la evaporación del agua libre con relación al agua presente en el lodo = 0,6 (debe ser objeto de determinación a través de pruebas en pilotos)
E_p = tasa de evaporación del agua libre en el local (cm/año)

El área de la laguna de secado se calculada por:

$$A = \frac{\rho.S.\left[\frac{(1-s_d)}{s_d} - \frac{(1-s_e)}{s_e}\right] + P.A.1000}{R_e} \qquad (5.7)$$

donde:
A = Área de la laguna de secado (m^2)

Ejemplo 5.7.

Dimensionar, según el modelo EPA, una laguna para secado de lodos para la PTAR del Ejemplo 2.4 (lodos activados convencional, con digestión anaerobia del lodo mixto; población = 62.000 hab). En este ejemplo, la carga de sólidos efluente del digestor secundario es 1.932 kgST/d = 705.180 kgST/año. Se deben considerar los siguientes datos iniciales:

- *Contenido de ST en el lodo después de la decantación (sd) = 15%*
- *Contenido de ST en el lodo después de evaporación (se) = 35%*
- *Precipitación anual = 0,5 m/año*
- *Tasa de evaporación del agua libre (E_p) = 127 cm*
- *Factor de reducción (k_e) = 0,587*
- *Densidad del lodo (ρ) = 1,05*

Solución:

a) Calcular la tasa de evaporación del agua en el lodo

$R_e = 10.k_e.E_p = 10 \times 0,587 \times 127 = 745,5$ kg/m^2.año

b) Calcular el área de la laguna

$$A = \frac{\rho.S.[\frac{(1-s_d)}{s_d} - \frac{(1-s_e)}{s_e}] + P.A.1000}{R_e} =$$

$$A = \frac{1{,}05x705.180x[\frac{(1-0{,}15)}{0{,}15} - \frac{(1-0{,}35)}{0{,}35}] + 0{,}5.A.1000}{745{,}5} = 4.026 + 0{,}67 \times A$$

Reorganizando los términos de la ecuación se tiene:

A (1 – 0,67) = 4.026 m²
A = 4.026 m² / (1-0,67) = 12.200 m²

Área per cápita *= 12.200 m²/62.000 hab = 0,20 m²/hab*

c) Verificación de la tasa superficial de carga de ST

$$t_s = \frac{S}{A} = \frac{705.180\,\text{kgST/año}}{12.200\text{m}^2} = 58\ \text{kg ST/m}^2\text{.año}$$

El área total debe ser dividida en por lo menos tres lagunas de lodo, para permitir mayor flexibilidad operacional.

5.5.4.2. Dimensionamiento según los criterios de Arceivala

Otra posibilidad de dimensionamiento de una laguna de secado es la utilización del modelo propuesto por Arceivala (1981). Dicho autor observó que la mayor parte de la humedad del lodo es removida en los 5 primeros años, cuando el nivel de humedad en el lodo cae hasta cerca de 83% a 85% (Figura 5.12). En función de tales resultados, Arceivala considera que períodos de secado superiores a 3 años no se justifican desde el punto de vista económico del proyecto.

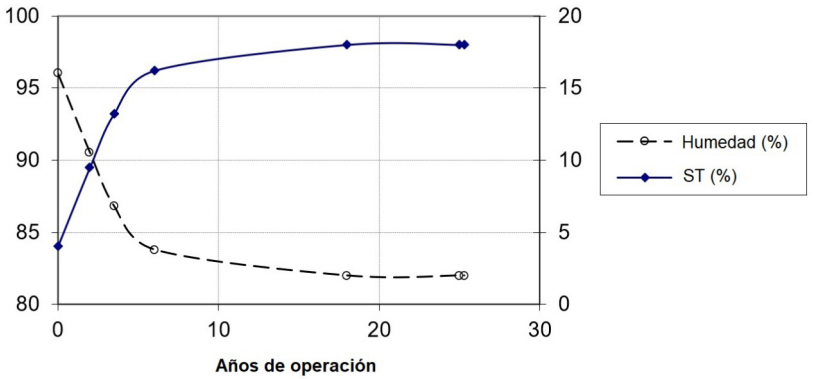


Figura 5.12. Reducción del nivel de humedad y aumento en el nivel de sólidos del lodo a lo largo del tiempo en una laguna de secado (adaptado de Arceivala, 1981)

Además del efecto producido por la evaporación y la infiltración del agua en el suelo, ocurre una reducida pérdida de masa (y también de volumen) en el lodo en la laguna debido a una pequeña digestión complementaria de parte de la fracción volátil del lodo. Arceivala sugiere un modelo matemático para dimensionamiento de una laguna de lodo asumiendo que la deshidratación se procesa según una cinética de primer orden. También asume que ocurre una pequeña digestión del lodo por vía anaerobia en las condiciones ambientales de la laguna, de acuerdo a un coeficiente de degradación (K_v). La acumulación de lodo en la laguna puede ser calculada por medio de la Ecuación 5.8.

$$M_{SV} = \frac{M_0}{K_v}(1 - e^{-K_V \cdot t})$$

donde:

M_{SV} = masa de sólidos volátiles presente en la laguna en el tiempo "t"

M_0 = carga másica total por unidad de tiempo

K_{VL} = coeficiente de degradación de SV en la lagua bajo condiciones anaerobias (0,4 a 0,6 $año^{-1}$)

Ejemplo 5.8

Dimensionar, según la metodología de Arceivala, una laguna de secado de lodos para la PTAR del Ejemplo 2.4 (lodos activados convencional, con digestión anaerobia del lodo mixto; población = 62.000 hab). El intervalo entre dos limpiezas sucesivas será de 5 años. Las pérdidas de humedad por evaporación e infiltracion deberán equilibrarse con el incremento de humedad debido a las lluvias. El valor a ser asumido para la constante de degradación K_v es de 0,5 / año, en función de la temperatura media anual del lodo dentro de la laguna. Dimensionar la laguna y estimar la carga de sólidos para un nivel de ST de 10% al final de 5 años.

Solución:

a) Carga de sólidos afluente a la laguna de lodo (Ejemplo 2.4, *Ítem* ***g – Lodo efluente del digestor secundario)***

Carga de ST afluente a la laguna: 1.932 kgST/d = 705.180 kgST/año

La distribución entre los sólidos fijos y volátiles es: SV/ST = 63% y SF/ST=37%. Las respectivas cargas de SV y SF son, según el mencionado *ejemplo:*

Carga de SV afluente a la laguna: 1.217 kgSV/d = 444.205 kgSV/año
Carga de SF afluente a la laguna: 715 kgSV/d = 260.975 kgSV/año

Caudal de lodo afluente a la laguna de secado (de acuerdo con el mencionado ejemplo):

Q afl =46,9 m^3/d = 17.119 m^3/año

b) ***Calcular la masa y el volumen de lodo acumulado en la laguna en los 5 años de operación:***

La cantidad de SV acumulada en la laguna a lo largo de los 5 años se calcula de la siguiente manera:

$$M_{SV} = \frac{M_0}{K_v}(1 - e^{-K_V \cdot t}) = \frac{444.205}{0{,}5}(1 - e^{(-0{,}5x5)}) = 815.485 \text{ kg SV}$$

a lo largo de los 5 años

La cantidad de SF acumulada en la laguna a lo largo de los 5 años es:

M_{SF} *= 5 x 260.975 = 1.304.875 kgSF a lo largo de 5 años*

La cantidad de ST acumulada en la laguna a lo largo de los 5 años es:

$M_{ST} = M_{SV} + M_{SF}$ *=815.485 + 1.304.875 =2.120.360 kg ST en 5 años*

Para un nivel de ST de 10% en el lodo al final de 5 años, y asumiendo que la densidad del material es de aproximadamente 1,05, el volumen total de lodos al final del período considerado será de:

$$\text{Volumen de lodo}\,(\text{m}^3 \text{ en 5 años}) = \frac{\text{Carga SS (kgSS/d)}}{\frac{\text{Sól.secos (\%)}}{100} \text{ x Masa específica}\,(\text{kg/m}^3)} =$$

$$= \frac{2.120.360\,\text{kgSS en 5 años}}{\frac{10}{100}\,\text{x}\,1050\,\text{kg/m}^3} = 20.194\,\text{m}^3 \text{en 5 años}$$

Tasa de acumulacióno = $\frac{20.194\,\text{m}^3}{62.000\,\text{hab x 5años}}$ *= 0,065 m³/hab.año*

c) ***Dimensiones y tasa de carga de la laguna***

Si se adoptase una profundidad útil de 1,5 m en la laguna, entonces:

$$\text{Área} = \frac{\text{volumen}}{\text{profundidad}} = \frac{20.194\ \text{m}^3}{1{,}50\ \text{m}} = 13.462\ \text{m}^2$$

Área por habitante = 13.462 m²*/62.000 hab = 0,22 m²/habitante*

Carga superficial de ST en la laguna:

$$C_{ST} = \frac{M_{ST}}{\text{área}} = \frac{705.180\ \text{kgST/año}}{13.462\ \text{m}^2} = 52\ \text{kgST/m}^2\text{.año}$$

5.5.5. Características constructivas

En la medida de lo posible, las lagunas deben ser construidas en depresiones naturales del terreno, para evitar la construcción de diques o taludes. Las lagunas de almacenamiento de lodos poseen una profundidad útil superior a 1,5 metros. Las lagunas de secado generalmente se construyen con profundidades entre 0,6 y 1,2 metros (WEF, 1996). Las lagunas profundas pueden generar la producción de olores, y demandan la construcción de taludes dimensionados de manera criteriosa desde el punto de vista de su estabilidad.

Para permitir la movilización de camiones durante la remoción do lodo de la laguna, la cresta del talud debe poseer un ancho superior a 3,0 metros. La inclinación de los taludes debe ser como máximo de 3:1, para permitir el desplazamiento de maquinaria o equipos mecánicos en sus superficies. Se hace necesaria la impermeabilización de los taludes y del fondo de la laguna en regiones de suelo muy permeable. Se sugiere que el nivel del fondo de la laguna sea localice al menos a 0,5 metros por encima de la localización más alta del nivel freático del lugar.

Otro aspecto importante se refiere a la remoción del lodo de la laguna, que, en función de su consistencia pastosa proveniente de un secado parcial, generalmente es removido a través del uso de dragas. En consecuencia, se recomienda que el ancho máximo de la laguna no exceda al doble de la extensión del brazo de la draga o de la maquinaria similar que se vaya a utilizar.

La instalación de tuberías de drenaje del líquido sobrenadante es muy importante para que se acelere el secado del lodo en la laguna, y también minimiza la presencia de vectores, reduce el impacto de las lluvias en la humedad del lodo y prolonga la vida útil del proceso. El descarte de este líquido debe asegurar su retorno hacia el inicio del circuito de tratamiento de la fase líquida, y jamás debe ser realizado directamente en el cuerpo receptor. Las lagunas de secado no necesitan de drenajes de fondo, toda vez que la deshidratación ocurre principalmente en función de la remoció del sobrenadante sedimentado y de la evaporación.

5.5.6. Posibles impactos ambientales

Tanto para las lagunas de estabilización de aguas residuales, como para las de secado de lodos no deben ser construidas en regiones densamente urbanizadas o en las proximidades de residencias o edificaciones. Pese a que el vertimiento de lodos bien digeridos sea una garantía para la minimización de problemas de emisión de compuestos olorizantes, los problemas operacionales en la PTAR, así como el impacto visual del proyecto, pueden resultar en una convivencia difícil entre operadores de la planta de tratamiento y la población. Las lagunas pequeñas pueden ser cobiertas y dotarla de un adecuado sistema de colecta y disposición de las emisiones gaseosas (quema del biogás). En cualquier situación, debe ser prohibido el acceso de personas extrañas y animales a la laguna.

La posibilidad de contaminación del nivel freático también existe en los casos en que el suelo de la región donde se implementó la laguna

es muy permeable. En estos casos, debe garantizarse una eficiente impermeabilización del fondo y de los taludes de la laguna, podiedo utilizar para ello materiales sintéticos, concreto o arcilla de buena calidad, asociados a un sistema de drenaje eficiente en el fondo de la laguna.

5.6. CENTRÍFUGAS

5.6.1. Descripción general del proceso

La centrifugación es un proceso de separación sólido/líquido forzada por la acción de una fuerza centrífuga. En una primera etapa de clarificación, las partículas sólidas que componen el lodo sedimentan a una velocidad muy superior a lo que ocurriría bajo la acción de la gravedad. En una segunda etapa, ocurre la compactación, cuando el lodo pierde parte del agua capilar bajo la acción prolongada de la centrifugación. La torta es removida del proceso después de esta última etapa de la deshidratación.

De la misma forma que en el espesamiento de lodos, la centrifugación es un proceso de sedimentación fruto de la diferencia de densidad entre una partícula y el líquido que la rodea. Este proceso puede ser descrito por la ecuación de Stokes, que reporta la velocidad de sedimentación de una partícula sólida en un fluido (ver Volumen 2 de esta serie de libros):

$$V = [g.(\rho_S - \rho_L).d^2]/(18.\mu)$$

donde:
V = velocidad de sedimentación de la partícula sólida en el líquido (m/s)
g = aceleración de la gravedad (m/s^2)
ρ_S = densidad de la partícula (kg/m^3)
ρ_L = densidad del líquido (kg/m^3)
d = diámetro promedio de la partícula (m)
μ = viscosidad del líquido (kg/m.s)

Dicha ecuación indica que la velocidad de sedimentación de la partícula es directamente proporcional a la aceleración de la gravedad, a la diferencia de densidad entre la partícula y el fluido y al cuadrado del diámetro de la misma. Es también inversamente proporcional a la viscosidad del fluido.

La aceleración resultante de la centrifugación (G) es generalmente expresada con relación a la aceleración de la gravedad (g), en la forma de un múltiplo de g ($g = 9{,}81\ m/s^2$). La aceleración centrífuga a la que se somete una partícula, situada dentro de un cilindro lleno con una fase líquida, se calcula por medio de la siguiente expresión:

$$G = \omega^2.R = (2\pi N/60)^2.R \qquad (5.9)$$

donde:
G = aceleración centrífuga de la partícula (m/s^2)
ω = velocidad angular (rad/s)
R = radio (m)
N = frecuencia de rotaciones (revoluciones / min)

Sustituyendo G, definido en la expresión [5.9] por g en la expresión [5.8], se obtiene la velocidad de sedimentación de una partícula sólida del lodo en una centrífuga con radio R.

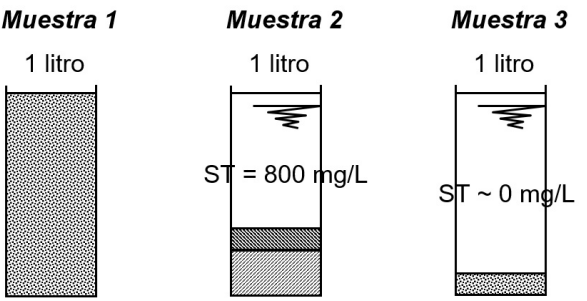
En una centrífuga destinada a la deshidratación de lodos, la aceleración centrífuga aplicada es del orden de 500 a 3.000 veces superior a la aceleración de la gravedad. La velocidad de sedimentación alcanza cerca de 10 m/h, que es un valor 50 veces mayor que el obtenido en el espesamiento natural de lodos. La magnitud de las fuerzas involucradas en la separación por centrifugación también permite que se rompan las fuerzas de ligación entre partículas. Ello permite una mejor separación de la que sería posible a través de la simple sedimentación estática, como lo ilustra el Ejemplo 5.9.

Ejemplo 5.9

Tres muestras del mismo lodo fueron sometidas a pruebas de separación sólido / líquido e*n una centrífuga de laboratorio. El lodo estudiado fue retirado de un reactor UASB, con niveles de ST = 4% y relación SV/ST = 55%. Las condiciones del ensayo fueron:*

- *Muestra 1: sometida a espesamiento simple durante 2 minutos;*
- *Muestra 2: sometida a centrifugación a 1000 g durante 2 minutos;*
- *Muestra 3: acondicionada con polímero catiónico y sometida a centrifugación a 1000 g durante 2 minutos.*

Los resultados obtenidos se encuentran esquematizados en la siguiente figura y son descritos de manera resumida como se presenta a continuación:



Resultados de ensayos de separación sólido / líquido e*n laboratorio*

Muestra 1. *No hubo alteración en el aspecto original de la muestra, que se presentó prácticamente homogenea y sin separación.*

Muestra 2. *Se observó un líquido sobrenadante clarificado, conteniendo 800 mg ST/L, y una capa en el fondo del recipiente de centrifugación nitidamente estratificada en dos capas. Una primera capa, situada en el fondo del recipiente, con niveles de ST = 32%.*

Sobre ella, una segunda capa con nivel de ST = 14% y SV/ST = 82%. El promedio de la concentración de ST en el conjunto formado por las dos capas fue de 24%.

Muestra 3. *El líquido sobrenadante después de la centrifugación presentó concentración de ST prácticamente nula. Las partículas del lodo fueron concentradas en una capa homogenea en el fondo del recipiente, que presentó niveles de ST = 27%. Este valor es inferior al nivel de ST de la capa de lodo en el fondo del recipiente de la muestra 2 (ST = 32%). La concentración media de ST fue mayor en el lodo deshidratado obtenido en el ensayo con la muestra 3 (ST = 27%) que en el ensayo con la muestra 2 (24%).*

La capacidad de separación de las fases (líquida / sólida) a través de centrifugación, formando una capa líquida sobrenadante y una capa homogénea de lodo en el fondo del recipiente, tal como en el ejemplo en escala de laboratorio, es definida como "centrifugabilidad". La centrifugabilidad es inversamente proporcional al nivel de ST en el líquido sobrenadante, *en los ensayos con aceleración centrífuga del orden de 1000 g y con tiempo de centrifugación de algunos minutos.*

5.6.2. Tipos de centrífugas

Las centrífugas son los únicos equipos utilizados indistintamente para espesamiento y deshidratación de lodo. El principio de operación de la centrífuga permanece el mismo, siendo posible la instalación de centrífugas en serie, la primera para el espesamiento del lodo y la segunda para deshidratación. Para el caso del mercado brasilero están disponibles centrífugas con capacidad que varía entre 2,5 m^3/h y 180 m^3/h.

Los principales tipos de centrífugas utilizadas para deshidratación de lodos son las centrífugas de eje vertical y las centrífugas de eje horizontal.

Sus principales diferencias se situan en el tipo de alimentación del lodo, en la intensidad de la fuerza centrífuga y en la manera con que la torta y el líquido son descargados del equipo. Actualmente, la mayoría de las plantas de tratamiento que dehidratan lodos por centrifugación utilizan centrífugas de eje horizontal. La alimentación semicontinua de lodo y los niveles de sólidos relativamente inferiores en la torta producida por la centrífuga de eje vertical son algunos de los motivos que dieron origen a dicha preferencia. Las principales ventajas y desventajas de las centrífugas horizontales son resumidas en el Cuadro 5.16.

Cuadro 5.16. Ventajas y desventajas de las centrífugas de eje horizontal

Ventajas	Desventajas
Pueden ser usadas tanto para espesamiento como para deshidratación del lodo	Ruidos y vibraciones
Ocupan áreas reducidas	Desgaste de las láminas
Facilidad de instalación	Alto consumo de energía en el arranque
Operan bajo alta tasa de carga	Ajustes complejos y demorados para el funcionamiento inicial
Demandan pequeñas cantidades de polímeros en el acondicionamiento	Mantenimiento cuidadoso
Ejercen poca demanda de atención por parte de los operadores	Producto de importación con precio elevado en el Brasil

Las centrífugas horizontales actualmente utilizadas son del tipo “sedimentadoras”, con las partes móviles consistiendo en un sedimentador cónico horizontal (tambor) y rosca transportadora, construidas en acero inoxidable o acero carbono. Los principales componentes de una centrífuga son:

- base soporte
- tambor
- tornillo transportador
- carcaza
- conjunto reductor
- motor principal
- tubo de alimentación

La base, normalmente fabricada en acero o hierro fundido, cuenta con aislantes de vibración para reducir la transmisión de vibración. La caja envuelve toda la parte móvil de la centrífuga, colectando el centrifugado y el lodo deshidratado y auxiliando en la reducción de olor y ruído. El tambor presenta formato cilíndrico – cónico, con características variables de acuerdo con el fabricante. La relación largo:diámetro del tambor varía entre 2,5:1 y 4:1, con diámetros variando entre 230 y 1800 mm. El conjunto reductor posibilita el diferencial de velocidad entre el tambor y el tornillo transportador.

Tanto el tambor como la rosca giran en la misma dirección en alta velocidad, siendo la velocidad de la rosca ligeramente diferente de la del tambor, de tal forma que produzca el efecto transportador. La rosca se localiza en el interior del tambor, manteniendo una abertura radial de 1-2 mm, solamente suficiente para el paso del líquido centrifugado. Las velocidades entre 800 – 3.200 rpm normalmente producen torta con niveles de sólidos por encima de 20% y centrifugado clarificado. Una mayor velocidad de centrifugación implica en un menor consumo de polielectrolitos, una mayor captura de sólidos y eventualmente un mayor nivel de sólidos en la torta, provocando un aumento en las intervenciones de mantenimiento debido al mayor desgaste de los rodamientos.

El diferencial de velocidad de rotación entre el tambor y la rosca transportadora (entre 1-30 rpm) es producido a través de la caja de reducción acoplada a la centrífuga. El diferencial de velocidad, junto con el caudal de alimentación y la velocidad de rotación, son las principales

variables de control, controlando el tiempo de retención de sólidos en el interior de la centrífuga. La mayor concentración de sólidos en la torta se obtiene a partir de la combinación de elevado tiempo de retención, bajo diferencial de velocidad y caudal de alimentación compatible.

El grado de espesamiento del lodo depende del tipo de lodo y de la concentración de sólidos inicial, mientras tanto como regla general se puede afirmar que una mayor remoción de humedad se obtiene cuando el diferencial de velocidad entre el tambor y la rosca transportadora es reducido.

Las centrífugas horizontales pueden ser clasificadas, de acuerdo con el sentido de flujo de la alimentación y de la remoción de la torta, en *el sentido del flujo* y *en contraflujo*. Sus principales diferencias residen en los puntos de alimentación de lodo, en la remoción del centrado (fase líquida removida) y en el sentido de flujo de las fases sólida y líquida en su interior. En las centrífugas en el sentido del flujo, la fase sólida y la fase líquida atraviesan toda la extensión del eje longitudinal del equipo hasta ser descargadas. En los modelos a contraflujo, la alimentación se realiza en el lugar donde ocurre la unión de la sección cilíndrica con la sección cónica del equipo. La fase sólida es dirigida por un tornillo sin fin para el final de la sección cônica, mientras que la fase líquida es dirigica para el sentido inverso. La Figura 5.13 presenta el esquema de funcionamiento de una centrífuga de funcionamiento en contraflujo.

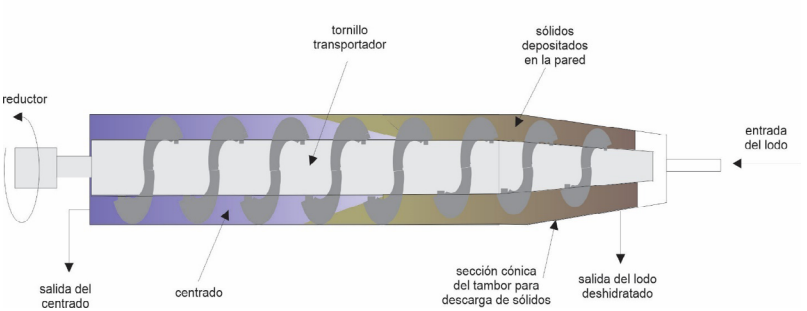


Fig. 5.13. Esquema de una centrífuga horizontal contraflujo

5.6.3. Inserción del equipo en el flujograma de tratamiento

La Figura 5.14 ilustra la introducción de las centrífugas en el flujograma de tratamiento. El área necesaria para la instalación de una centrífuga grande, con capacidad de alimentación de lodo de 10 a 40 L/s, es de aproximadamente 40 m^2 (WEF, 1996). Esta es una de las principales ventajas con relación a los demás equipos mecanizados de deshidratación de lodos. Las centrífugas no emiten aerosoles o generan ruido excesivo y pueden ser instaladas en galpones abiertos. El consumo de energía eléctrica y el costo de mantenimiento son razonablemente elevados, limitando su utilización para PTARs con caudal superior a cerca de 100 L/s o onde la disponibilidad de área sea un factor limitante. Otros componentes que deben ser considerados al estimar el área total a ser ocupada por la instalación son:

- Sistema de acondicionamiento, con reservorios de polímeros, equipos de dosificación y tuberías;
- Bombas de dosificación de lodos y tuberías;
- Acceso de vehículos para mantenimiento de las centrífugas;
- Áreas de circulación, ventilación, equipos eléctricos y control de olores.

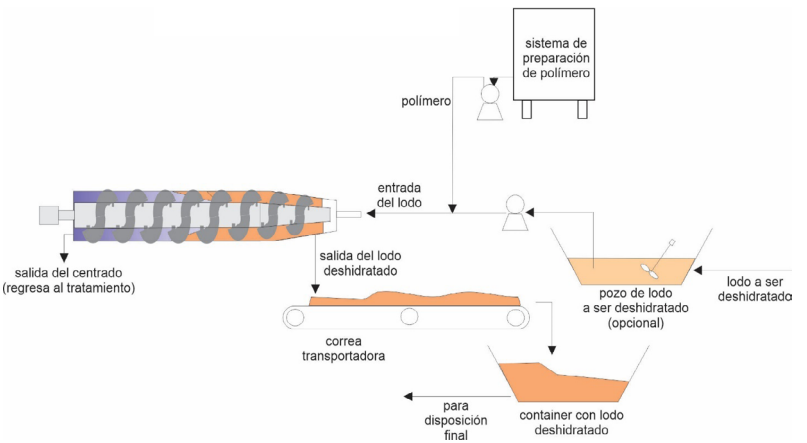


Figura 5.14. Instalación típica de una centrífuga del tipo decantadora

Dependiendo del régimen de operación de la centrífuga, el lodo a ser deshidratado puede ser almacenado en un pozo de lodo, que sirve para amortiguar los picos de producción de lodo, así como para almacenar el lodo durante periodos en los que la centrífuga no se encuentre en funcionamiento. Un comentario similar se aplica a los demás procesos de deshidratación mecanizada.

En un sistema totalmente mecanizado, el lodo deshidratado es transportado por una estera hasta un contenedor, donde será almacenado para el transporte. La estera puede ser colocada en movimiento junto con el inicio de operación de la centrífuga, y debe apagarse algunos minutos después de la parada de la misma.

5.6.4. Desempeño

De manera general, las características que influencian en el desempeño de la centrifugación son las mismas que influencian en la sedimentación. Las principales variables que influencian el desempeño de una centrífuga son la concentración de sólidos en el lodo, el tipo de acondicionamiento, el caudal de alimentación y la temperatura. Las partículas de mayor tamaño son fácilmente capturadas por la centrífuga, mientras que las partículas más finas necesitan de acondicionamiento para adquirir tamaño suficiente para ser capturadas.

La participación de los productos químicos, como el polielectrolito, está más relacionada con la concentración de sólidos (captura de sólidos) del líquido centrifugado (centrado) que con el nivel de sólidos de la torta. En la mayoría de los casos, el polielectrolito catiónico es utilizado como auxiliar de floculación, proporcionando una mejor captura de sólidos y un mayor caudal de alimentación. Los polielectrolitos aniónicos son utilizados en conjunto con coagulantes metálicos.

Otro factor determinante de la eficiencia de la centrífuga en la remoción de humedad es la concentración de sólidos volátiles en el lodo. Cuanto mayor sea el grado de estabilización del lodo a ser deshidratado, mejor

será el desempeño de la centrífuga y, en consecuencia, mayor será el contenido de sólidos de la torta producida.

Diversos factores mecánicos influencian en el desempeño del equipo. Sin embargo, la mayoría de dichos factores es de competencia del distribuidor del equipo, y ya se entregan ajustados desde la fábrica. Las siguientes variables son de responsabilidad del operador:

- profundidad de la piscina, normalmente ajustada por el vendedor después de los ensayos iniciales;
- punto de inyección de coagulantes metálicos y polielectrolito;
- caudal de alimentación;
- diferencial de velocidad entre el tambor y la rosca transportadora.

A criterio del operador, la centrífuga podrá ajustarse para producir torta más seca o un centrado de mejor calidad. Un énfasis en la cantidad de sólidos de la torta provoca un aumento en la concentración de sólidos en el centrado (baja captura de sólidos) y vice-versa. Los datos de desempeño típico de centrífugas de eje horizontal en la deshidratación de lodo están resumidos en el Cuadro 5.17.

Cuadro 5.17. Desempeño típico de centrifugas en la deshidratación de lodo

Tipo de lodo	Concentración de ST en la torta (%)	Captura de sólidos (%)	Dosis de polielectrolito (g/kg)
Lodo crudo primario	28 – 34	95	2 – 3
Lodo anaerobio	35 – 40	95	2 – 3
Lodo activado	14 – 18	95	6 – 10
Lodo mixto* crudo	28 – 32	95	6 – 10
Lodo mixto anaerobio	26 – 30	95	4 – 6
Lodo aerobio**	18 – 22	95	6 – 10

* lodo primario + lodo activado de exceso

** aireación prolongada o lodo activado de exceso

5.6.5. Dimensionamiento

El dimensionamiento de una instalación de deshidratación mediante centrífugas se realiza con base en la capacidad de carga del equipo, establecida por el fabricante a través del conocimiento del tipo de lodo a ser deshidratado, incluyendo, de ser posible, ensayos previos. Los fabricantes poseen sus propias especificaciones, y deben ser consultados para el detallado del proyecto y la comparación de las características. Las dimensiones de los equipos (diámetro y longitud) varían de acuerdo con el proveedor, así como los datos de potencia, rotación máxima del tambor y fuerza centrífuga máxima.

El número de unidades en operación y reserva es función del tamaño de la planta de tratamiento y de la cantidad de lodo generado, de la estructura de mantenimiento a ser implementada y de la disponibilidad de rutas alternativas de disposición del lodo. La EPA (1987) presenta directrices generales para la selección del número de unidades en operación y en reserva, las cuales se presentan en el Cuadro 5.18. Naturalmente, dichos valores pueden variar ámpliamente de un caso para otro.

Cuadro 5.18. Sugerencias de capacidades y número de centrífugas

Caudal de lodo a ser deshidratado (m^3/d)	Horas de operación	Número de unidades		Capacidad de cada unidad (m^3/h)
		En operación	En reserva	
40	7	1	1	6
80	7	1	1	12
350	15	2	1	12
800	22	2	1	18
1.600	22	3	2	25
4.000	22	4	2	45

Fuente: adaptado de EPA (1987)

- Número de horas de funcionamiento = Caudal de lodo (m^3/d) / [(Número de unidades en operación) x (Capacidad de cada unidad, en m^3/h)]
- Existen otras capacidades de centrífugas – consultar catálogos de fabricantes

Las principales informaciones a ser disponibilizadas para efectos de dimensionamiento son:

- tipo de lodo que será tratado
- caudal diario de lodo
- concentración de sólidos secos

Otros datos útiles para prever el desempeño de una centrífuga son el IVL (Índice Volumétrico de Lodo) y contenido de cenizas y de sólidos volátiles.

Ejemplo 5.10

Dimensionar el sistema de centrífugas para la deshidratación del lodo producido en la PTAR del Ejemplo 2.4 (lodos activados convencional, con digestión anaerobia del lodo mixto; población = 62.000 habitantes). En este ejemplo, el lodo efluente del digestor secundario (afluente a la deshidratación) posee un caudal de 46,9 m^3/d.

Solución:

a) *Caudales de lodo afluente*

Q^{med}_{L} *= 46,9 m^3/d = 1,95 m^3/hora = 1.950 L/h*

Considerando un coeficiente de pico horario igual a 1,5, el caudal máximo de lodo a ser deshidratado será:

Q^{max}_{L} *= 1,5 x 1,95 m³/hora = 2,93 m³/h = 2.930 L/h*

b) *Selección del equipo*

La centrífuga puede ser seleccionada con base en el caudal máximo *de lodo afluente. Este dato, junto con la información de las otras características de relevancia del lodo, debe ser suministrado al fabricante, para la selección final del equipo.*

Para efecto de este ejemplo, y con base en el Cuadro5.18, se selecciona una centrífuga con capacidad de 6 m³/h (1 unidad en operación y 1 unidad de reserva).

c) *Tiempo de funcionamiento*

Considerando el caudal medio de lodo afluente, se tiene el siguiente número de horas de funcionamiento por día:

$$Tiempo\ de\ funcionamiento(h/d) = \frac{Caudal\ medio\ afluente(m^3/d)}{Número\ unidades\ x\ Capacidad\ unitaria(m^3/h)} =$$

$$= \frac{46{,}9 m^3/d}{1x\ 6 m^3/h} \cong 8 h/d$$

En caso que la producción de lodo a ser deshidratado sea contínua (24 h/d), el lodo deberá ser almacenado en un pozo de lodo, con capacidad suficiente para acumular el lodo durante las horas de no funcionamiento de la centrífuga. Sin embargo, en el presente ejemplo, el lodo a ser deshidratado proviene de digestores secundarios, los cuales cumplen la función de almacenamiento de lodo, pudiendo así evitar el uso de tanques de lodo.

5.6.6. Aspectos operacionales

Como para los otros equipos de deshidratación mecanizada, las variables que afectan el desempeño de la centrífuga pueden ser clasificadas en tres categorías:

- características del lodo
- acondicionamiento (preparación) del lodo
- ajustes mecánicos en el equipo

El Cuadro 5.19 presenta problemas y soluciones en la operación de centrífugas.

Cuadro 5.19. Problemas y soluciones en la operación de centrífugas

Problema operacional	Consecuencia	Solución
Láminas de material inadecuado	Desgaste excesivo	Cambio por material más resistente
Tuberías rígidas conectadas para la alimentación	Fisuras y fugas en los tubos y conexiones	Cambio por tuberías flexibles
Presencia de arena en el lodo	Desgaste excesivo del equipo	Instalar desarenador o mejorar su operación
Vibracones excesivas	Desestabilización de piezas mecánicas y eléctricas	Instalar amortiguación adecuada
Páneles eléctricos de control en el mismo recinto	Corrosión y deterioro de los controles	Instalar páneles eléctricos en otro recinto

5.7. FILTROS A VACÍO

5.7.1. Descripción general del proceso

Los filtros a vacío se utilizaron mucho en los países industrializados para la deshidratación de lodos hasta la década de 1970. Debido al elevado consumo de energía y a la menor eficiencia, al ser comparado con procesos de deshidratación más modernos, su utilización entró en decaímiento en el área de saneamiento.

Desde el punto de vista práctico, un filtro a vacío consiste en un tambor cilíndrico rotatorio, instalado con sumergencia parcial en un tanque con lodo acondicionado. Cerca de 10 al 40% de la superficie del tambor permanece sumergida en el tanque, fracción que se constituye en la zona de filtración o de formación de la torta. La torta se forma en la parte exterior del cilindro, mientra el líquido filtrado migra hacia su interior donde predomina el vacío. En seguida, en el sentido de la rotación, surge la región de deshidratación, que ocupa entre 40 y 60% de la superficie del cilindro. En la región final del cilindro, que está casi completando el ciclo de rotación, se encuentra la región de descarga. Una válvula permite que la superficie del cilindro alcance la presión atmosférica en esta región, mientra la torta de lodo es separada del medio filtrante. Para que la deshidratación sea lo más eficiente posible, el período de exposición en la región de descarga debe ser mínimo (Figura 5.15).

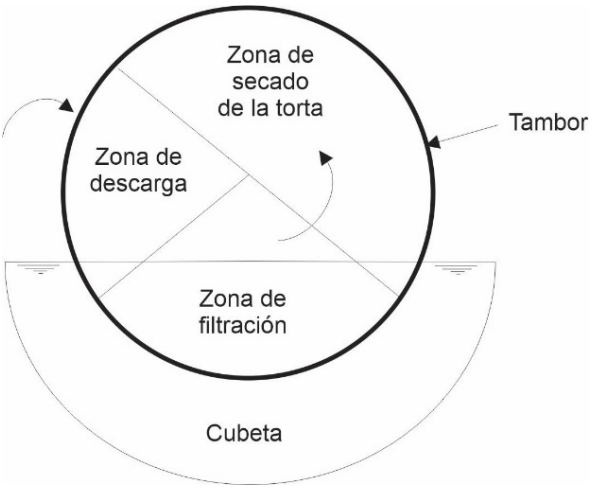


Fig. 5.15. Esquema de funcionamiento de un filtro a vacío

5.7.2. Tipos de filtros a vacío

Existen en el mercado filtros a vacío con superfícies filtrantes que varian entre 4 y 30 m^2. Los diámetros varian entre 1,0 y 3,6 m y la longitud entre 0,9 y 6,0 m. Los medios filtrantes deben ser seleccionados de acuerdo con las características del lodo a ser filtrado, los más comunes son constituidos por fibras sintéticas, nylon, teflón, polipropileno y dacrón o mallas de acero inoxidable finamente entrelazadas.

Los filtros más antiguos estaban constituidos por un cilindro cubierto por un medio filtrante. La remoción del lodo se realizaba por medio de una lámina raspadora fija, que removía de manera continua la torta de lodo en la región de descarga. Tales filtros más antiguos fueron casi totalmente sustituidos por los filtros de estera a vacío. En este tipo de filtro, la estera es transportada sobre un conjunto de rodillos, que alejan el medio filtrante del cilindro y lo conducen a un rodillo de descarga. Localizada cerca a este último rodillo se encuentra la lámina raspadora de lodo. En seguida, el meio filtrante es lavado con chorros de agua, antes de entrar de nuevo en el tanque con lodo acondicionado.

5.7.3. Equipos auxiliares

Los siguientes son los equipos auxiliares en un filtro a vacío (WEF, 1996) (Fig. 5.16):

Bomba de vacío - Es la pieza más importante del sistema de filtración a vacío, por suministrar la presión diferencial necesaria para la separación sólido – líquido en el proceso. Las bombas de desplazamiento positivo son las más eficientes en la geración de vacío de gran intensidad (68 a 84 kPa). Se deben operar en ambiente seco, donde una de sus ventajas la ausencia del sello hidráulico para preservación del motor. Sin embargo, presentan costos de mantenimiento elevados. Las bombas centrífugas (húmedas) y las bombas rotativas positivas (semihúmedas) son las más utilizadas en filtros a vacío en las plantas de tratamiento de aguas residuales. Las capacidades necesarias varían entre 0,008 y 0,03 $m^3/m^2.s$ de área de filtro, donde los valores más elevados corresponden a los casos en que deben ocurrir grietas extensivas en la torta. Para efectos de diseño, la amplitud del vacío a considerar es de 70 kPa.

Tanque receptor a vacío – El receptor de vacío tiene como objetivo separar el aire y el líquido, actuando como un reservorio para la succión de la bomba de filtrado. Debe ser dimensionado para permitir una velocidad máxima de aire entre 13 y 20 mm/s, un tiempo de retención de aire entre 4 y 5 minutos y un tiempo de retención del filtrado entre 4 y 5 minutos. Cada tanque receptor es equipado con válvula de control de la intensidad de vacío, que permite la entrada de aire en el sistema para proteger el motor contra sobrecargas.

Bomba de filtrado – Esta bomba conduce el filtrado hasta el tanque receptor a vacío, generalmente es del tipo centrífuga. Debe ser localizada un poco por debajo y cercana al tanque receptor, con succción ahogada y dimensionada para operar entre 68 y 74 kPa.

Bomba de alimentación – La alimentación del filtro a vacío se realiza bajo la carga mantenida constante por la bomba de alimentación. Esta bomba puede ser de pistón, de diafragma o de cavitación progresiva.

Reservorio de lodo – El reservorio de lodo debe disponer de un dispositivo de agitación, para prevenir la sedimentación de sólidos. Sin embargo, el gradiente de agitación debe preservar la integridad de los flóculos, evitando su ruptura.

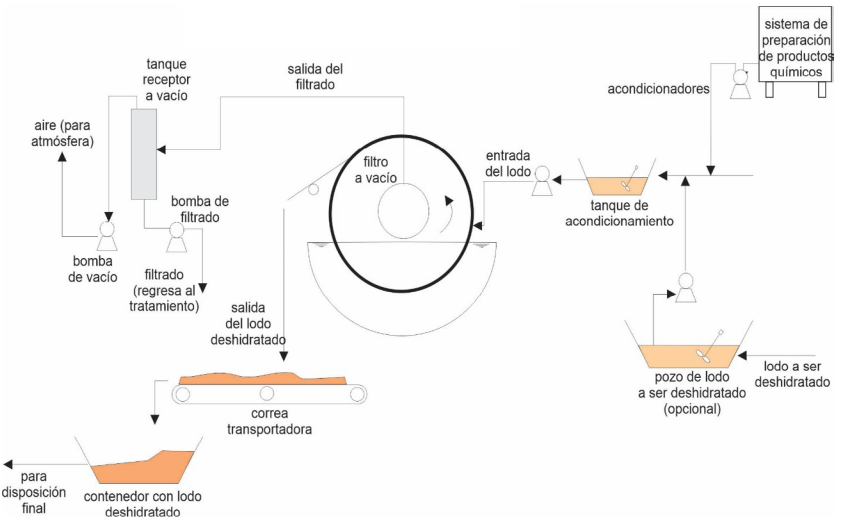


Fig. 5.16 . Flujograma de la instalación típica de filtración a vacío para deshidratación

5.7.4. Dimensionamiento

El siguiente texto presenta los principios del dimensionamiento de filtros a vacío (Ramalho, 1977).

El desempeño de un filtro a vacío en la deshidratación es áltamente influenciado por las características del lodo a ser deshidratado y por las condiciones de funcionamiento del proceso. En lo que se refiere a las características del lodo, las principales variables a ser consideradas son:

- Concentración de sólidos volátiles y de sólidos totales en el lodo
- Viscosidad del lodo y del filtrado (que se aproxima a la viscosidad del agua)
- Compresibilidad del lodo, influenciada por las características de las partículas que forman el lodo
- Composición físico-química del lodo, principalmente en lo que se refiere a la forma, tamaño y distribución del agua en las partículas que lo componen.

Las variables operacionales del filtro a vacío son:

- Intensidad del vacío, que normalmente varía entre 250 y 550 mm de Hg. Los vacíos más intensos se aplican a tortas incompresibles. Los vaciós más débiles se aplican a tortas más compresibles, para evitar obstrucciones en el lecho filtrante.
- La inmersión (o sumergencia) del cilindro, que varía del 10 al 40% de la superficie del tambor. Los lodos con baja porosidad deben ser filtrados con pequeña inmersión, para evitar la formación de una torta muy espesa y compacta que impida el paso del filtrado.
- Velocidad de rotación.
- Acondicionamiento del lodo.
- Tipo y porosidad del medio filtrante. Los lodos con alta porosidad resultan en mayores tasas de filtración.

El vacío incide en la parte inferior del tambor, mientras que la torta se forma en su superficie. La formación de la torta ocurre a partir del punto A, aumentando paulatinamente con la rotación del tambor dentro del reservorio de lodo. En el punto B, donde ocurre la salida a la superficie del filtro anteriormente sumergida, el espesor de la torta retenida sobre el medio filtrante se vuelve máximo. El tiempo transcurrido entre los puntos A y B se conoce como **tiempo de formación (t_f)** de la torta. El tiempo transcurrido entre los puntos B y C, que delimitan la región donde se produce la efectiva deshidratación del lodo, se denomina **tiempo de deshidratación** o de **secado (t_s)** de la torta. El tiempo necesario para la separación de la torta del filtro, inclusive el

tiempo relativo al lavado del medio filtrante, se conoce como **tiempo de lavado (t_l)**. El tiempo total del ciclo se calcula a través de la suma de todos los tiempos antes descritos, como lo indica la siguiente ecución:

$$t_c = t_f + t_s + t_l \tag{5.10}$$

Considerando que la velocidad de rotación del tambor es constante, la relación entre el tiempo de formación y el tiempo del ciclo puede estimarse a través de la siguiente ecuación:

$$\frac{t_f}{t_c} = \frac{Inmersión\,(\%)}{100} \tag{5.11}$$

Como la inmersión varía entre 10 y 40% en la mayor parte de los casos, el tiempo de formación se encuentra entre: $0{,}1\ t_c < t_f < 0{,}4\ t_c$. El tiempo de lavado es del orden de 20% del tiempo del ciclo ($t_l \approx 0{,}2\ t_c$), porque la fracción del ciclo dedicada al lavado del medio filtrante alcanza la misma proporción. Tomando como f_l la fracción del ciclo dedicada al lavado, el tiempo de lavado es definido por:

$$t_l = f_l.t_c \tag{5.12}$$

El valor de t_c puede calcularse sustituyendo t_f y t_l, definidos por las ecuaciones (5.10) y (5.11), en la ecuación (5.13):

$$t_c = \frac{t_s}{\left[\left(1 - f_l\right) - \left(\frac{Inmersión\,(\%)}{100}\right)\right]} \tag{5.13}$$

La ecuación que describe la filtración ($\frac{t}{V} = \frac{\mu rc}{2PA^2}V + \frac{\mu.R_m}{PA}$) puede ser simplificada, si se desprecia el valor de "R_m" frente al elevado valor de "r". Considerando que el valor de "t" en la ecuación corresponde al tiempo de formación anteriormente descrito "t_f", la ecuación se transforma en:

$$\frac{t_f}{V} = \left(\frac{\mu.r.c}{2PA^2} \right).V \qquad (5.14)$$

Dicha ecuación puede ser reorganizada y escrita de la siguiente forma:

$$\frac{V^2}{A^2} = \frac{2Pt_f}{\mu rc} \qquad (5.15)$$

Sustituyendo en la Ecuación (5.15) "c" y "t_f" por c = (c^2/c) y t_f = (t_f^2/t_f), y reordenando la expresión resultante, se obtiene:

$$\left(\frac{cV}{At_f} \right)^2 = \frac{2Pc}{\mu r t_f} \qquad (5.16)$$

El miembro de la izquierda de la ecuación corresponde al cuadrado de la carga de filtración en función del tiempo de formación "t_f", que puede ser calculada a través de la siguiente expresión:

$$C_f = \frac{cV}{At_f} \qquad (5.17)$$

Donde:
C_f = carga de filtración (kg de torta depositada/m^2.h)

A través de la combinación de las ecuaciones (5.16) y (5.17), se obtiene la expresión final para cálculo de la carga de filtración en función del tiempo de formación "t_f":

$$C_f = \sqrt{\frac{2Pc}{\mu r t_f}} \qquad (5.18)$$

La carga de filtración generalmente se expresa en kg/m^2.h, lo que exige la conversión de algunas unidades del sistema C.G.S. para las unidades prácticas utilizadas en la filtración. Las conversiones de unidades y los respectivos factores de conversión se resumen en el Cuadro 5.20.

Cuadro 5.20. Unidades y factores de conversión para la ecuación de carga de filtros a vacío

Unidades prácticas (1)	Unidades C.G.S. (2)	Factores de conversión (3)
C_f = kg/(m^2.h)	g/(cm^2.s)	Cf x 2,777 x 10^{-5}
P = mm Hg	dinas/cm^2	P x 1333,2
c = kg/L = g/cm^3	g/cm^3	-
μ = cP	g/(cm.s) = Poise	(cP) x Poise x 10^2; cP = μ x 10^{-2}
r = (cm/g) x 10^7 = (m/kg) x 10^8	cm/g	r x 10^8
t_f = min	s	t_f x 60

Fuente: Ramalho (1977)

Aplicando los factores de conversión de las unidades del sistema CGS para las unidades prcáticas, como lo ilustra el Cuadro 5.20, se obtiene la ecuación de carga con las unidades prácticas de la columna 1:

$$C_f = 759{,}12\sqrt{\left(\frac{Pc}{\mu r t_f}\right)} \qquad (5.19)$$

Ramalho (1977) también presenta la siguiente secuencia de dimensionamiento:

a) Selección de las principales variables
- Intensidad del vacío
- % de inmersión
- Niveles de ST o de humedad a alcanzar en el lodo deshidratado

Los valores de la intensidad del vacío y del porcentaje de inmersión, relativos al nivel de humedad final en la torta y al tiempo de secado necesario, se deben establecer a partir de resultados obtenidos en una prueba previa con embudo.

b) Selección de la fracción "f_l" del ciclo total, correspondiente al tiempo de lavado (generalmente se sitúa en torno del 20%). Con los valores del porcentaje de inmersión y del tiempo de lavado, se debe calcular el tiempo total de ciclo (t_c), el tiempo de formación (t_f) y el tiempo de lavado (t_l).

c) La carga C_f también se obtiene a través del ensayo con embudo. Otra posibilidad es la utilización de la prueba con embudo de Buchner, descrito en el Ítem 5.11.4, para obtención del valor de la resistencia específica a la filtración "r".

d) Calcular la carga del ciclo (C_c), correspondiente al tiempo de un ciclo entero "t_c", a partir de C_f, que es la carga correspondiente tan solo para el tiempo "t_f":

$$C_c = C_f \left(\frac{t_f}{t_c} \right) \tag{5.20}$$

Donde:
C_c = carga de lodo en el filtro durante el tiempo "t_c" (kg/m^2.h)

e) Calcular el área de filtración necesaria

$$A = \frac{Q_L}{F.C_c} \tag{5.21}$$

Donde:
A = área filtrante necesaria (m^2)
F = coeficiente de seguridad, que varía entre 0,7 y 0,9
Q_L = flujo de lodo a ser deshidratado (kg de lodo/h)

Ejemplo 5.11

Dimensionar el sistema de filtro a vacío para la deshidratación del lodo producido en la PTAR del Ejemplo 2.4 (lodos activados convencional, con digestión anaerobia del lodo mixto; población = 62.000 habitantes).

En este ejemplo, el lodo efluente del digestor secundario (afluente a la deshidratación) posee una carga de sólidos de 1.932 kgST/d (81 kg/h).

- *Intensidad del vacío = 508 mm Hg*
- *% de inmersión = 50%*
- *Viscosidad del filtrado = 1 cP (a 20 °C) (igual a la del agua)*
- *Tiempo de secado (t_s) = 0,7 min (obtenido en ensayo con embudo)*
- *Fracción de lavado (f_l) = 0,2*
- *Coeficiente de seguridad (F) = 0,9*
- *Valores adicionales obtenidos en los ensayos de laboratorio:*
  - c = 0,0945 g/cm³
  - r = 3,416 x 10¹¹ cm/g
  - μ = 1 cP

Solución:

a) Calcular el tiempo total del ciclo (t_c) y los demás tiempos que lo componen

$$t_c = \frac{t_s}{\left[\left(1-f_l\right)-\left(\frac{Inmersión(\%)}{100}\right)\right]} = \frac{07}{\left[\left(1-0,2\right)-\left(\frac{50}{100}\right)\right]} = 2,33 minutos$$

El tiempo de formación se calcula a través de la ecuación:

$$t_f = t_c\left(\frac{Inmersión(\%)}{100}\right) = 2,33^{x}\frac{50}{100} = 1,17 minutos$$

El tiempo de lavado se define por:

$$t_l = f_l.t_c = 0,2x2,33 = 0,46 \min$$

La programación global del ciclo se presenta en el siguiente cuadro:

Fracción del ciclo	***Tiempo (minutos)***
- Formación	t_f *= 1,17*
- Secado	t_s *= 0,70*
- Lavado	t_l *= 0,46*
- Ciclo total	t_c ***= 2,33***

b) Cálculo de la carga del filtro (C_f) (Ecuación 5.19)

$$C_f = 759{,}12\sqrt{(\frac{Pc}{\mu r t_f})} = 759{,}12\sqrt{(\frac{508x0{,}0945}{1{,}0x3{,}416x10^4 x1{,}17})}$$ = 26,31 kg/m².h

c) Cálculo de la carga del ciclo (C_c)(Ecuación 5.20)

C_c = 26,31 x (50/100) = 13,16 kg/m².h

d) Cálculo del área de filtración

La carga media de ST en el lodo afluente al filtro a vacío es de 81 kgST/h. Adoptando un factor de pico de 1,5, se tiene una carga de diseño de 1,5x81 kg/h = 122 kg/h.

El área de filtración se calcula con base en la Ecuación 5.21:

$$A = \frac{Q_L}{F.C_c} = \frac{122}{0{,}9x13{,}16}$$ *= 10,3 m²*

e) Tasa de producción de la torta

Tt = carga ST / A = (122 / 10,3) = 11,8 kg/m².h

(Valores económicos: 5 a 15 kg/m².h)

5.7.5. Aspectos operacionales

El desempeño de los filtros a vacío varía bastante de acuerdo con las características del lodo a ser deshidratado. Se obtiene el mejor desempeño para lodos con niveles de ST entre 8 y 10%, siendo prácticamente inviable la utilización del equipo para deshidratación de lodos con menos de 3% de ST.

La utilización de productos químicos para acondicionamiento del lodo es de fundamental importancia, para control del nivel de ST en el lodo y mejoramiento de las características de la torta. Los lodos acondicionados permiten la formación de tortas con mayor espesor sobre el tambor, que puede ser sometido a frecuencias de rotación mayores y permitir un mayor rendimiento del proceso.

El acondicionamiento puede ser realizado con productos orgánicos o inorgánicos, actualmente es más común la utilización de polímeros orgánicos por las ventajas anteriormente citadas. Sin embargo, dependiendo de las características del lodo, en algunos casos se recomienda la utilización de acondicionadores inorgánicos para mejorar el desprendimiento de la torta formada sobre el filtro.

El Cuadro 5.21 presenta algunos problemas y sus soluciones en la operación de filtros a vacío.

Cuadro 5.21. Principales problemas operacionales en la deshidratación con filtros a vacío

Problema operacional	Consecuencia	Solución
Medio filtrante inadecuado	Colmatación del medio, retención de sólidos inadecuada, liberación deficiente de la torta	Sustituir el medio después de ensayos de optimización
Acondicionador químico inadecuado	Retención inadecuada de sólidos, baja tasa de carga de sólidos, baja concentración de ST en la torta	Sustituir el producto acondicionador después de los ensayos
Presión de agua insuficiente en los lavadores	Limpieza inadecuada del medio filtrante	Instalar una bomba auxiliar para mantener una presión mínima de 345 kPa

Fuente: EPA (1987)

5.8. FILTROS PRENSA

5.8.1. Descripción general del proceso

Los filtros prensa fueron desarrollados para uso industrial y en seguida sufrieron adaptaciones para ser utilizados en la deshidratación de lodo. Son equipos que operan de manera discontinua, lo que exige la intervención de operadores entrenados, y que tienen como característica principal su alto grado de confiabilidad. Las principales ventajas de los filtros prensa son:

- Torta con alta concentración de sólidos, superior a la de los otros equipos mecánicos;
- Elevada captura de sólidos;
- Alta calidad del efluente líquido (clarificado);
- Bajo consumo de productos químicos para acondicionamiento del lodo.

5.8.2. Funcionamiento de un filtro prensa

El ciclo de operación del filtro prensa varía entre 3 y 5 horas, pudiendo ser divido en tres etapas básicas:

- **Llenado** – Es la operación en que el lodo es introducido en el espacio vacío entre las placas filtrantes, a través de bombeo. El tiempo de llenado puede alcanzar 20 minutos, donde los intervalos de tiempo más comunes se encuentran entre 5 y 10 minutos. La simple presión de la bomba de llenado ya inicia la separación sólido/líquido en las mallas filtrantes.
- **Filtración bajo presión** máxima - Durante la fase de filtración, la presión aplicada llega a alcanzar 170 kPa (17 atm - 250 psi).
- **Descarga de torta**.

La duración del tiempo de cada ciclo varía de acuerdo con el caudal de la bomba de alimentación, el tipo de lodo, el contenido de sólidos, la filtrabilidad del lodo afluente y del tipo, estado y grado de limpieza de la malla.

El funcionamiento de un filtro prensa puede ser esquematizado con base en la Figura 5.17. El lodo líquido es bombeado hacia las cámaras, envueltas por mallas filtrantes. El bombeo del lodo hace que la presión aumente en el espacio entre las placas y que fuerce el lodo a pasar a través de la malla filtrante. En este momento, los sólidos son retenidos sobre el medio filtrante, formando la torta.

Posteriormente, el pistón hidráulico empuja la placa de acero contra las placas de polietileno, estableciendo el prensado. El cabezote y el soporte terminal tienen como soporte barras específicamente diseñadas para esa finalidad.

El filtrado pasa a través de las mallas filtrantes, siendo colectado en los

canales de las placas y puntos de drenaje en el cabezote para descarga. En general, el filtrado presenta menos de 15 mg SS/L. La torta es removida del filtro con facilidad, en la medida en que retroceda el pistón neumático y se proceda a la separación de las placas. En este momento, la torta compactada cae de la cámara y puede ser conducida hacia su almacenamiento o al destino final.

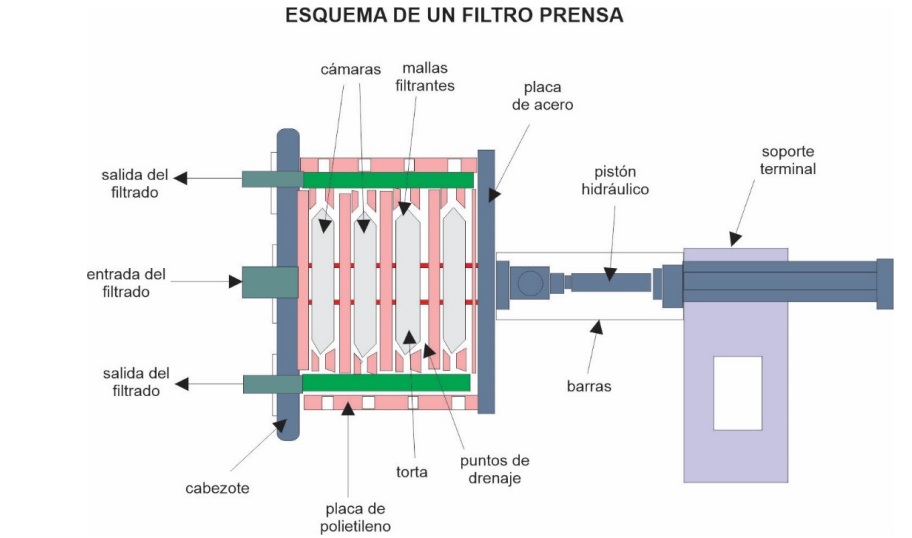


Figura 5.17. Esquema de funcionamiento de un filtro-prensa

La Figura 5.18 presenta un croquis típico de la instalación de un filtro prensa para deshidratación de lodos.

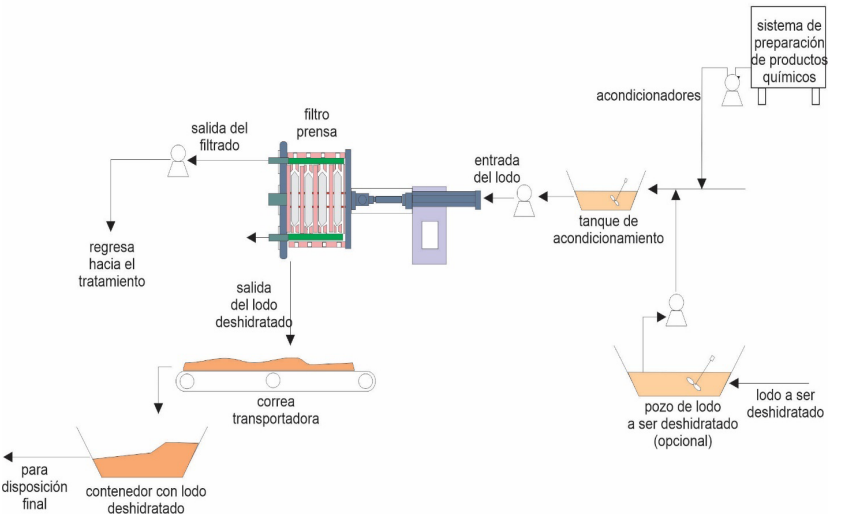


Figura 5.18. Flujograma de la instalación de un filtro prensa para deshidratación de lodos

Los filtros prensa funcionan de mamera automatizada, lo que reduce sobremanera la necesidad de mano de obra. El peso del equipo, su costo de adquisición y la necesidad de sustitución regular de las mallas de filtración hacen que el uso de filtro prensa sea limitado a PTARs de tamaño mediano y grande.

5.8.3. Desempeño

El Cuadro 5.22 presenta valores óptimos de desempeño de filtros prensa.

Cuadro 5.22. Desempeño óptimo de filtro prensa en la deshidratación de lodos

Tipo de lodo	Niveles de sólidos en la torta (%)	Ciclo (h)
Primario	45	2,0
Primario + activado	45	2,5
Lodo activado	45	2,5
Primario anaerobio	36	2,0
Anaerobio + activado	45	2,0

5.8.4. Dimensionamiento de filtro prensa

La secuencia de dimensionamiento de los filtros prensa se ilustra a través del Ejemplo 5.12

Ejemplo 5.12

Dimensionar el sistema de filtro prensa para la deshidratación del lodo producido en la PTAR del Ejemplo 2.4 (lodos activados convencional, con digestión anaerobia del lodo mixto; población = 62.000 hab). El lodo efluente del digestor secundario (afluente a la deshidratación) posee una carga de sólidos de 1.932 kgST/d (81 kg/h) y un nivel de sólidos de 4,0% ST (densidad = 1,03 g/cm^3) con el propósito de descarte. El período de funcionamiento de la deshidratación será de 5 días/semana y de 8 horas/día. El nivel de ST en la torta deberá ser de 40% ST. La densidad estimada de la torta será de 1,16 g/cm^3. Las condiciones específicas de funcionamiento del equipo serán:
Espesor de la torta = 30 mm
Presión de operación del filtro-prensa = 15 bares
Producto químico acondicionador = cal y cloruro de hierro
Dosis de productos químicos:

- *10 a 20% CaO (promedio de 15%)*
- *7,5 % $FeCl_3$*

- *Lodo químico formado:*
  - *Cal = 80% CaO dosificado*
  - *$FeCl_3$ = 50% $FeCl_3$ dosificado*
- *Coeficiente de pico en la producción de lodo = 1,25*

Solución:

a) Cálculo de la tasa de producción de lodo

- *Lodo (base seca) = 1932 (kgST/d) x 7 (d/sem) =*
  = 13.524 kgST/sem = 13,5 ton ST/semana
- *Lodo húmedo = 13,5 (ton/sem) / (0,040 ST x 1,03) =*
  = 328 m^3/semana

b) Cálculo de la demanda diaria y horaria de procesamiento de sólidos secos sin productos químicos

Con base en la programación operacional de 5 días por semana y 8 horas por día, se tiene:

- *Tasa diaria = 13,5 (ton/sem) ÷ 5 (d/sem) = 2,7 ton/día*
- *Tasa horaria = 2,7 (ton/d) ÷ 8 (h/d) = 0,34 ton/h o 340 kg/h*

c) Estimación del volumen diario de tortas con la adición de los productos químicos

c1) Masa de sólidos en el lodo (kg/d):

media = M_l^1 = 1.932 kg/d
máxima = $M_{l,m}{}^1$ = 1,25 x 1.932 = 2.415 kg/d

c2) Dosis promedio de $FeCl_3$ (kg/d)

$M_{FeCl3} = 10^{-2} \times (\%_{FeCl3}) \times M_l$

media $= M_{FeCl3}^{1} = 10^{-2}x7,5x\ 1.932 = 145\ kg/d$
máxima $= M_{FeCl3,m}^{1} = 10^{-2}x7,5x\ 2.415 = 181\ kg/d$

c3) Masa de lodo $FeCl_3$ *(kg/d)*

$M_{l,FeCl3} = (L_{FeCl3}.\ M_{FeCl3})$

media $= M_{l,FeCl3}^{1} = 0,5\ x\ 145 = 73\ kg/d$
máxima $= M_{l,FeCl3,m}^{1} = 0,5\ x\ 181 = 91\ kg/d$

c4) Dosis promedio de cal

$M_{CaO} = 10^{-2}\ x\ (\%_{CaO})\ xM_l$

media $= M_{CaO}^{1} = 10^{-2}x15x1.932 = 290\ kg/d$
máxima $= M_{CaO,m}^{1} = 10^{-2}x15x2.415 = 362\ kg/d$

c5) Masa de lodo químico CaO (kg/d)

$M_{l,CaO} = (L_{CaO}.\ M_{CaO})$

media $= M_{l,CaO}^{1} = 0,8\ x\ 290 = 232\ kg/d$
máxima $= M_{l,CaO,m}^{1} = 0,8\ x\ 362 = 290\ kg/d$

c6) Masa total de sólidos (kg/d)

$M_s = M_l + M_{FeCl3} + M_{l,FeCl3} + M_{CaO} + M_{l,Cão}$

media $= M_s^{1} = 1.932+145+73+290+232 = 2.671\ kg/d$
máxima $= M_{s,m}^{1} = 2.415+181+91+362+290 = 3.339\ kg/d$

c7) Concentración de sólidos en la torta

media $= C_{ST}^{1} = 40\%$
máxima $= C_{ST,m}^{1} = 40\%$

c8) Densidad de la torta

d =1,16

c9) Volumen de la torta (m^3/d)

media = V_s^1 = 2.671 (kgST/d)/(40(%)x1,16)=5.757 L/d = 5,8 m^3/d
máxima = $V_{s,m}^1$ = 3.339 (kgST/d)/(40(%)x1,16) = 7.196 L/d = 7,2 m^3/d

c10) Demanda diaria y horaria de procesamiento de sólidos secos con productos químicos

Con base en la programación operacional de 5 días por semana y 8 horas por día, se tiene:

- Tasa diaria promedio = 2.671 (kgST/d) x 7 (d/semana) ÷ 5 (d/semana) = 3.739 kgST/d = 3,8 ton/d
= 3.739 (kgST/d)/(40(%)x1,16) = 8.060 L/d = 8,1 m^3/d
- Tasa diaria máxima = 3.339 (kgST/d) x 7 (d/semana) ÷ 5 (d/semana)
= 4.675 kgST/d = 4,7 ton/d
= 4675 (kgST/d)/(40(%)x1,16) = 10.075 L/d =
= 10,1 m^3/d

d) Cálculo del número de tortas por día

d1) Cálculo del volumen de torta por placa del filtro prensa

Adoptando placas con 1,0 m x 1,0 m, y considerando un espesor de torta de 30 mm, el volumen de torta por placa se calculado así:

V_p =1,0 x 1,0 x 0,03 = 0,03 m^3/placa

Para efecto de seguridad, se considera que V_p = 0,025 m^3/placa

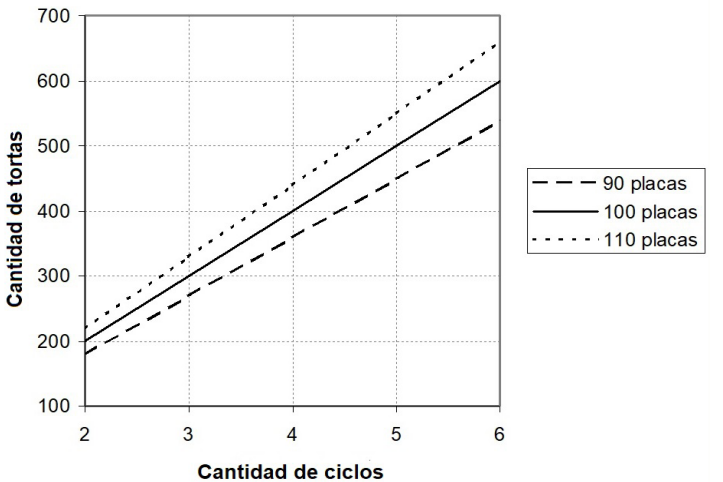
d2) Cantidad diaria de tortas

La cantidad diaria de tortas se calcula dividiendo el volumen de torta producido diariamente entre el volumen de torta en una placa (Vp):

Media: Qt media = (V_t / V_p) = 8,1 / 0,025 = 324 tortas/día
Máxima: Qt max = 10,1 / 0,025 = 404 tortas/día

d) Determinación de la cantidad de placas en el filtro prensa

La cantidad de placas en el filtro y de ciclos necesarios debe ser establecida de acuerdo con la cantidad de tortas necesarias. De esta manera, se hacen necesarias 324 tortas en condiciones normales de funcionamiento y 404 tortas para atender el pico de producción de lodo. La producción de tortas en función del número de filtros, d*el* número de placas *y del* número de ciclos de filtra*ción puede ser definida por medio del gráfico que se presenta en la siguiente figura.*



Cantidad de tortas producidas en función del número de ciclos de filtración por día

Del anterior gráfico, se observa que la siguiente combinación atiende a la demanda promedio:

- *1 filtro prensa con 110 placas (la utilización de menos placas es posible, pero el* número de ciclos de filtra*ción debería ser mayor y la duración más corta).*

e) Duración de los ciclos de prensado

La cantidad de ciclos a ser realizados para atender a la demanda puede ser calculada a través de la expresión:

$$n° \ ciclos = \frac{Q_t}{n_f \times n_{cf}}$$

Donde:
n° ciclos = número de ciclos
Qt = número de tortas a ser producidas diariamente (torta/día)
n_f = número de filtros prensa
n_{cf} = número de placas

En estas condiciones, los ciclos por filtro poseerán las siguientes características:

media: n° ciclos = 324 / (1x110) = 2,95 ciclos / filtro.día = 3 ciclos / filtro.día
t ciclo = 8/3 = 2,7 h / ciclo
máxima: n° ciclos = 404/(1x110) = 3,67 ciclos / filtro.día = 4 ciclos / filtro.día
t ciclo =8/4=2 h / ciclo

*Considerando que los ciclos de 2 horas son muy cortos, ser*án *necesarios por lo menos 5 ciclos diarios para atender a las condiciones de demanda máxima del proyecto.*

5.8.5. Aspectos operacionales

El desempeño operacional de un filtro prensa es función del tipo de lodo alimentado y de los ajustes realizados por el operador en las variables de control del equipo. Los siguientes parámetros están sujetos a la regulación por parte del operador:

- Presión de trabajo – varía entre dos rangos de operación: 656 a 897 kPa (6,5 – 8,9 atm) y 1380 a 1730 kPa (13,6 – 17,1 atm), de acuerdo con el fabricante y el tipo de equipo.
- Tasa de alimentación de lodo.
- Períodos totales de filtración - incluyendo los tiempos en cada nivel de presión en los equipos, que permiten la variación de presión durante el ciclo de operación.
- Malla utilizada – la selección del tipo de malla utilizada ejerce influencia directa en el desempeño del equipo.
- Platos utilizados – los platos en acero son más finos y fuertes, resultando en una mayor masa de lodo deshidratado por ciclo de filtración. Los platos en polipropileno son más baratos y resistentes a la corrosión; sin embargo, por ser en promedio 50% más gruesos que los de acero, resultan en un menor número de platos por prensa, con una consecuente reducción en la masa de sólidos deshidratada por ciclo de filtración.

La operación de un filtro prensa exige del operario una inspección visual cuidadosa antes del inicio de cada ciclo de filtración. El operador deberá estar alerta para asegurar que las mallas estén acopladas, las respectivas placas sin dobleces y libres de cualquier tipo de suciedad. Las mallas rotas deben ser sustituidas. Normalmente los cortes ocurren en la región central o en los puntos intermedios de soporte. No debe permanecer ningún objeto entre las placas o sobre las mismas durante el ciclo de operación. Al final de cada turno de trabajo, el equipamento debe ser lavado y se debe verificar el estado de las mallas.

5.9. PRENSAS DESHIDRATADORAS

5.9.1. Descripción general del proceso

Las prensas deshidratadoras también han sido denominadas filtros prensa de correas, filtros de estera o "belt press". El proceso de operación de la prensa deshidratadora puede ser dividido en tres etapas distintas:

- zona de separación por tamizado
- zona de baja presión
- zona de alta presión

La zona de separación por simple tamizado se localiza en la entrada de la prensa donde el lodo es aplicado sobre la malla superior y el agua libre percola bajo la acción de la gravedad a través de los orificios existentes en la malla. Posteriormente, el lodo es encaminado hacia la zona de baja presión, donde el resto del agua libre es removido y el lodo es suavemente comprimido entre las mallas superior e inferior. En la zona de alta presión, formada por varios rodillos de diferentes diámetros en serie, el lodo es comprimido progresivamente entre las dos mallas con el objetivo de liberar el agua intersticial. Finalmente, el lodo deshidratado es removido a través de raspadores y las mallas son lavadas con chorros de agua a alta presión. El agua de lavado de las mallas debe tener presión mínima de 6 kg/cm^2 y caudal suficiente para remover residuos de lodo y polielectrolitos de las mallas.

Por ser un equipo abierto, la prensa deshidratadora tiene como desventajas la emisión de aerosol, el elevado nivel de ruido producido y la eventual emisión de olores desagradables (dependiendo del tipo de lodo). Otra gran desventaja de la prensa deshidratadora es el elevado número de rodamientos (40 a 50), que exigen un acompañamiento y sustitución regulares. Entre las ventajas se encuentra el bajo costo de adquisición y el reducido consumo de energía eléctrica. La prensa deshidratadora es una tecnología relativamente nueva, que se

popularizó durante la década de los 80's. El desarrollo de las centrífugas del tipo sedimentadora ha provocado actualmente gran competencia entre los proveedores de los dos tipos de equipos, con ventajas para la centrífuga, pese al mayor costo de adquisición.

La Figura 5.19 presenta el esquema de instalación de una prensa deshidratadora.

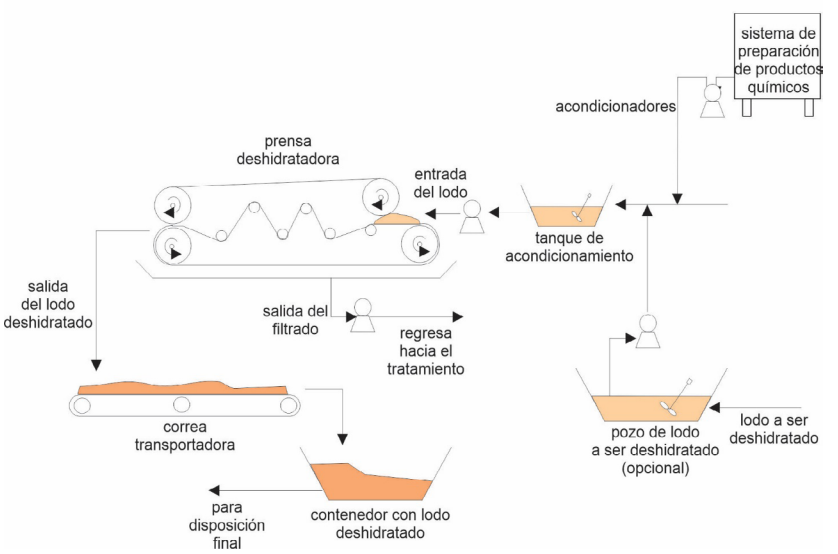


Figura 5.19. Flujograma de una prensa deshidratadora

5.9.2. Desempeño

El Cuadro 5.23 presenta el desempeño típico de prensas deshidratadoras para diferentes tipos de lodo. Una comparación con el Cuadro 5.22 (filtros prensa) muestra que la prensa deshidratadora produce, para un mismo tipo de lodo, una torta más húmeda.

Cuadro 5.23. Desempeño típico de prensas deshidratadoras

Tipo de lodo	Carga hidráulica (m^3/h)	Carga de sólidos (kg/h)	Concentración de sólidos en el afluente (% ST)	Concentración de sólidos en la torta (%)	Captura de sólidos (%)
Anaerobio*	6,4 – 15	318 – 454	3 – 5	18 – 24	95
Aerobio**	7,3 – 23	181 – 318	1 – 3,0	14 –18	92 – 95
Lodo activado	10,4 – 23	136 – 272	0,5 – 1,3	14 – 18	90 – 95
Crudo primario	11,4 – 23	681 – 1.134	4 – 6	23 – 25	95
Crudo mixto	9,1 – 23	454 – 681	3 – 5	23 – 28	95

* 50% primario / 50% lodo activado en peso

** lodo activado digerido aeróbicamente

5.9.3. Dimensionamiento

Las prensas deshidratadoras se encuentran disponibles en el mercado con anchos de malla que varían entre 0,5 y 3,5 m, donde el tamaño más común es el de 2,0 m. Las cargas hidráulicas usuales con relación al ancho de la malla varían entre 1,6 y 6,3 L/s.m, dependiendo del tipo y de las características del lodo y de la eficiencia de deshidratación deseada. Las cargas de sólidos varían entre 90 y 680 kg ST/m.h.

Ejemplo 5.13

Dimensionar el sistema de prensa deshidratadora para la deshidratación del lodo producido en la PTAR del Ejemplo 2.4 (lodos activados convencional, con digestión anaerobia del lodo mixto; población = 62.000 hab). El lodo efluente del digestor secundario (afluente a la deshidratación) posee una carga de sólidos de 1.932 kgST/d (81 kg/h) y un nivel de sólidos de 4,0% ST (densidad = 1,03 g/cm³) debido a su descarte. El período de funcionamiento de la deshidratación será de 5 días/semana y 8 horas/día. Los demás datos a ser considerados en el dimensionamiento son:

- *nivel de sólidos en la torta = 25%*
- *concentración de ST en el filtrado = 900 mg/L*
- *caudal de agua de lavado = 1,51 L/s.m de estera*
- *densidad de la torta = 1,07 g/cm^3*
- *densidad del filtrado = 1,01 g/cm^3*
- *carga nominal de la estera = 272 kgST/m.h*

a) ***Cálculo de la tasa de producción de lodo***

- *Lodo (base seca) = 1.932 (kgST/d) x 7 (d/sem) = 13.524 kgST/sem = 13,5 ton ST/sem*
- *Lodo húmedo = 13,5 (ton/sem) ÷ (0,04 ST x 1,03) = 328 m^3/sem*

b) ***Cálculo de la demanda diaria y horaria de procesamiento de sólidos secos***

Con base en la programación operacional de 5 días por semana y 8 horas por día, se tiene:

- *Tasa diaria = 13,5 (ton/sem) ÷ 5 (d/sem) =2,7 ton/d = 2.700 kg/d*
- *Tasa horaria = 2,7 (ton/d) ÷ 8 (h/d) = 0,34 ton/h o 340 kg/h*

c) ***Cálculo del tamaño del filtro prensa***

Ancho de la estera:
B = (tasa horaria) ÷ (carga nominal) =
= 340 (kg/h) ÷ 272 (kg/h.m) = 1,25 m

Se adoptará 1 prensa deshidratadora con estera de 1,5 m de ancho, con la adquisición de 1 unidad adicional como equipo de reserva.

d) ***Cálculo del caudal de filtrado con base en los balances de sólidos y de caudales***

d-1) Balance de sólidos

[Sólidos en el lodo] = [Sólidos en la torta] + [Sólidos en el filtrado]
2700 (kg/d) = (S x 1,07 x 0,25) + (F x 1,01 x 0,0009) = 0,268 S + 0,0009 F = 2700

Donde:
F = caudal de filtrado (L/día)
S = Flujo de torta (L/día)

d-2) Balance hídrico

[Caudal de lodo] + [Caudal de lavado] = [Caudal de filtrado] + [Caudal de torta]

Caudal diario de lodo = 328 m^3/sem) x (1/5) (sem/d)= 65,6 m^3/d
Caudal de agua de lavado = 1,51 (L/s.m) x 1,5 (m) x 3600 (s/h) x 8 (h/d) = 65,2 m^3/d

65,6 + 65,2 = F + S
F + S = 130,8 (m^3/d) =130.800 (L/d)

d-3) Solución del sistema de ecuaciones

Combinando las ecuaciones de los items d-1 y d-2 anteriormente mencionados, se tiene que:

0,268 S + 0,0009 F = 2700
F + S = 130.800

F = 130.800 – S

Sustituyendo en la 2ª ecuación:

0,268 S + 0,0009 (130.800 – S) = 2700
0,268 S + 117,7 – 0,0009 S = 2700
0,2671 S = 2582
S = 9.667 (L/d)

Por lo tanto:

F = 130.800 – 9.667 = 121.133 L/d

e) ***Cálculo de la recuperación de sólidos***

$$\text{Recuperción (\%)} = \frac{(ST_{lodo}) - (ST_{filtrado})}{ST_{Lodo}} x100 =$$

Recuperación (%) =100 x [2.700 (kg/d) – (121.133 (L/d)x 1,01 x 0,0009 (kg/m³))]/2.700 (kg/d)

Recuperación (%) = 96%

f) ***Condiciones operacionales***

En condiciones promedio, el tiempo de operación es:

Tiempo de operación = 1.932 (kgST/d) / [272 (kg/h.m)x1,5(m)] =4,7 h

En días de pico de la producción de lodo, el tiempo de funcionamiento será proporcionalmente mayor. Por ejemplo, en caso que haya un pico diario de 1,5 (producción diaria igual a 1,5 veces la producción diaria media), el tiempo de funcionamiento será de 1,5x4,7 = 7,1 h. También se puede utilizar la unidad de reserva, de tal manera que se reduzca el tiempo operacional, en caso de ser necesario.

5.9.4. Aspectos operacionales

Son diversas las variables que afectan el desempeño de una prensa deshidratadora. A continuación se listan las principales, las cuales deben ser controladas por el operador de la unidad:

- Nivel de sólidos de la torta;
- Tasa de aplicación de sólidos;
- Captura de sólidos;
- Carga hidráulica aplicada;
- Velocidad de las mallas;
- Tensión de las mallas;
- Tipo y dosificación de polielectrolito;
- Concentración de sólidos en el lodo;
- Velocidad de floculación;
- Punto de aplicación del polielectrolito;
- Caudal y presión del agua de lavado de las mallas.

Así como los otros equipos de deshidratación mecánica, las prensas deshidratadoras exigen mantenimiento cuidadoso y deben ser limpiadas completamente al final de cada turno de operación. Se debe prestar especial atención a las boquillas de lavado de malla y al sistema de regulado del fin de curso de las mallas. La frecuencia de limpieza de las boquillas de lavado está directamente vinculada a la calidad del agua de lavado utilizada. Es recomendable la instalación de un filtro en la red de agua de lavado para los casos donde se adopte el reúso del efluente tratado.

Considerando que el equipo permite la exposición del lodo durante todo el proceso de deshidratación, es fundamental que el local donde se localice la prensa deshidratadora posea ventilación adecuada. Un sistema de ventilación eficiente reduce el nivel de insalubridad del medio y limita el riesgo de la elevación de la concentración de gas sulfhídrico (H_2S) en el ambiente cuando se procesan lodos provenientes de digestores anaerobios.

5.10. SECADO TÉRMICO

5.10.1. Descripción general del proceso

El proceso de secado térmico es una de las más eficientes y flexibles formas de reducción del nivel de humedad de 'tortas' provenientes de la deshidratación de lodos orgánicos domésticos e industriales disponibles actualmente y en uso. Se Puede utilizar en diferentes tipos de lodo, primario o digerido, siendo recomendable un contenido de sólidos en la alimentación entre el 15 y el 30%, obtenido a través de deshidratación mecánica. La reducción de la humedad a ser alcanzada puede ser controlada y el nivel de sólidos del producto final depende de la ruta de disposición escogida, para ello se citan como ejemplos:

- *Lodos destinados a incineración*: necesitan de niveles de sólidos entre 30 y 35%, para garantizar la operación autotérmica del incinerador
- *Lodos para disposición en rellenos sanitarios*: es aconsejable un contenido de sólidos del orden del 65%
- *Biosólidos destinados al mercado agrícola a través de venta al por menor (utilización no restringida)*: necesitan de niveles de sólidos por encima del 90%

En condiciones ideales son necesarios 2.744 kJ (655 kcal) de energía para evaporar 1 kg de agua presente en el lodo. En condiciones operacionales normales, este valor suele ser aumentado en hasta 100%. La demanda total de energía dependerá de la eficiencia del equipo escogido y del tipo de lodo procesado. Parte de esta energía deberá provenir de fuentes externas, como aceite combustible, gas natural, entre otros. Para el caso de lodos anaerobios, se puede utilizar el biogas generado en el digestor como fuente auxiliar de energía. Los principales beneficios del secado térmico del lodo son:

- reducción significativa en el volumen de lodo
- reducción en el costo de transporte y almacenamiento (cuando sea el caso)
- producto estabilizado, de fácil almacenamiento, manipulación y transporte
- producto final prácticamente libre de patógenos
- preservación de las propiedades agrícolas del lodo
- no necesita equipo especial para ser utilizado en la agricultura
- puede ser incinerado o dispuesto en relleno sanitario
- producto que puede ser empacado en bultos y ser distribuido por el comercio minorista

Históricamente el secado térmico ha sido adoptado en PTARs existentes que están experimentando algún tipo de modernización y que ya utilizan procesos de estabilización biológica del lodo, principalmente digestión anaerobia. El desarrollo de la tecnología ha despertado, principalmente en Europa, el interés de diseñadores y concesionarias en el secado térmico del lodo crudo. La exclusión de la etapa de estabilización biológica reduce de forma significativa el costo de implantación, además de propiciar la producción de material con mayores niveles de materia orgánica y poder calorífico. Estas características agregan valor al producto, favoreciendo su utilización en la agricultura o como combustible.

El proceso consiste en el calentamiento del lodo en ambiente herméticamente cerrado, con la consecuente evaporación y colecta de la humedad presente. El lodo sale del secador en forma de “pellets” con diámetro medio entre 2 y 5 mm y contenido de sólidos por encima del 90% (cuando es destinado a la agricultura). El líquido evaporado es condensado y retornado a la entrada de la PTAR para su tratamiento. Debido al efecto de la temperatura, el “pellet” producido es libre de patógenos, por ello está habilitado para ser utilizado en la agricultura sin restricción. El proceso es compacto y completamente cerrado, no permite la liberación de olores desagradables hacia la atmosfera. Es indicado para PTARs de mediano y gran tamaño con limitada disponibilidad de área y con localización cercana a áreas residenciales.

El consumo de combustible es el principal componente operacional de los sistemas de secado térmico. La utilización de fuentes alternativas de combustible, como gas natural, gas metano proveniente de digestores anaerobios o rellenos sanitarios entre otros, puede promover una considerable reducción en los costos operacionales. El dinero representado por la venta del producto final como biosólido clase A puede retornar un porcentaje significativo de los costos del proceso, auxiliando de esa manera al equilibrio financiero del sistema.

Es importante resaltar que, hasta el momento, ningún programa de manejo y reventa de biosólidos implementado en Europa o América del Norte fue capaz de producir un excedente positivo para la PTAR. El costo del procesamiento del lodo debe ser cubierto por la tarifa del servicio de agua potable y alcantarillado.

El secado térmico se abordará también en los ítems 6.4.6 y 9.2 del presente libro.

5.11. ENSAYOS DE LABORATORIO DE DESHIDRATACIÓN DE LODOS Y SELECCIÓN DE PRODUCTOS QUÍMICOS PARA ACONDICIONAMIENTO

5.11.1. Teoría de la filtración. Resistencia a la filtración

La filtración a vacío consiste en la retención de los sólidos presentes en el lodo al forzar su paso a través de un medio poroso, tal como lo ilustra la Figura 5.20. En la filtración a vacío para deshidratación de lodos, la diferencia de presión necesaria para la filtración es realizada a través de la formación de un vacío en uno de los lados del medio filtrante.

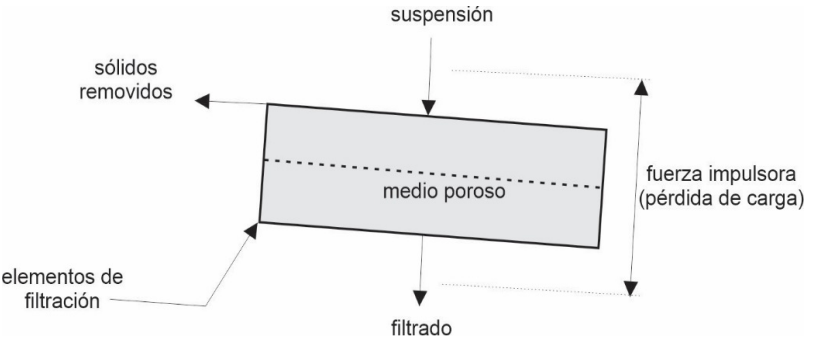


Figura 5.20. Esquema de un sistema de filtración (Rojas, 2000)

La filtrabilidad de lodos de aguas residuales depende del tamaño, de la forma, de la densidad y de las cargas eléctricas de superficie de las partículas que lo componen. Cuanto mayor el tamaño de las partículas, mayor será la tasa de filtración y menor el contenido de humedad en la torta. Los lodos de aguas residuales presentan en general baja filtrabilidad, necesitando por ello de productos químicos que aumenten su filtrabilidad. El acondicionamiento previo a través de sales metálicas o polímeros tiene ese objetivo, siendo actualmente una práctica común el uso de polielectrolitos aniónicos y catiónicos asociados. El polímero catiónico neutraliza las cargas de superficie de las partículas del lodo, para que el polímero aniónico actúe posteriormente en la floculación de las partículas. La alicación de dosis excesivas de coagulantes o polímeros resultan en la reversión de cargas, lo que puede aumentar significativamente la resistencia a la filtración de un determinado lodo.

El modelo matemático más utilizado para describir la deshidratación por filtración es el propuesto por Coackley y Jones (1953). El modelo fue desarrollado a partir de la equación de Darcy – Poiseuille para escurrimiento de fluidos en medios porosos, y que se presenta a cotinuación:

$$\frac{dV}{dt} = K.\frac{P.A}{\mu.L} \qquad (5.22)$$

Donde:

V = volumen de filtrado (m^3)
t = tiempo de filtración (s)
K = permeabilidad específica (m^2)
P = diferencia de presión (N/m^2 o Pa) (generalmente 49 N/m^2)
A = área de filtración (m^2)
μ = viscosidad absoluta del filtrado (Ns/m^2 o Pa.s)
L = espesor de la torta (m)

La presión es referenciada a una escala relativa en que el cero es la presión atmosférica. De esta forma, P representa la diferencia de presión a través de la torta, siendo igual al vacío producido, tal como se indicado en la expresión:

$$P = P_{atm} - P_{vacío} = 0 - P_{vacío} = - P_{vacío} \qquad (5.23)$$

Las siguientes modificaciones fueron realizadas por Coackley y Jones en la ecuación de Darcy:

- La permeabilidad fue sustituida por la resistencia a la filtración: $R = 1/K$
- La resistencia total a la filtración fue descompuesta en resistencia del medio soporte (R_m) y resistencia de la torta (r): $R = r + R_m$
- El espesor de la torta pasó a ser definida por el producto entre el volumen específico de la torta por la masa de torta formada por unidad de volumen de filtrado (kg/m^3) dividida por el área de filtración.

La ecuación resultante fue:

$$\frac{dV}{dt} = \frac{PA^2}{\mu(rcV + R_m A)} \qquad (5.24)$$

Donde:

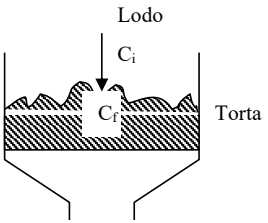
r = resistencia específica de la torta (m/kg)

R_m = resistencia del medio (m^{-1})

c = masa de sólidos / unidad de filtrado (kg/m^3)

La resistencia específica, r, es una medida de la filtrabilidad del lodo, siendo numéricamente igual a la diferencia de presión requerida para producir una unidad de flujo (caudal) de filtrado a una dada viscosidad a través de una unidad de medida de masa de torta. Su valor es muy superior al de R_m, que por dicho motivo suele ser despreciado.

El parámetro "c" se define como la masa de sólidos (ST) retenidos en el filtro por unidad de volumen del filtrado (cm^3). Su valor se calcula a través de la ecuación:



$$c = \frac{1}{\frac{C_i}{(100 - C_i)} - \frac{C_f}{(100 - C_f)}} \qquad (5.25)$$

Donde:

C_i = contenido de humedad en la mezcla inicial (%)

C_f = contenido de humedad en la mezcla final (%)

Después de integrar y organizar la expresión, la ecuación final de Coackley y Jones está dada por:

$$\frac{t}{V} = \frac{\mu rc}{2PA^2} V + \frac{\mu . R_m}{PA} \qquad (5.26)$$

Esta es la ecuación de una recta, si se considera como variable independiente el volumen de filtrado V, y como variable dependiente el valor de (t/V). El valor de la resistencia específica (r) puede ser calculado a partir de la inclinación de esta recta, como se presenta a cotinuación:

$$r = \frac{2bPA^2}{\mu c} \qquad (5.27)$$

Donde:
b = inclinación de la recta resultante de la Ecuación 5.26 (s/mL^2)

La mayoría de las tortas generadas por la deshidratación de los lodos de plantas de tratamiento de aguas residuales es compresible. Resulta que la resistencia específica es una función no lineal de la diferencia de presión a través de la torta, de acuerdo con la ecuación:

$$r = r_o . P^s \qquad (5.28)$$

Donde:
r_o = resistencia específica para la diferencia de presión igual a 1 Pa
s = coeficiente de compresibilidad. El coeficiente s varía desde 0, para lodos incompresibles, hasta 1,0, para lodos muy compresibles.

La anterior ecuación indica que "r_o" corresponde al valor de la resistencia específica "r" para un valor unitario de presión "P". Cuanto mayor es el valor de "s", más compresible es la torta. De esta manera, si s = 0, entonces:

$$r = r_o = \text{constante} \qquad (5.29)$$

Los valores de "s" y "r_o" son obtenidos a partir de la ecuación anterior, reescrita en la forma lineal:

$$\log r = \log r_o + s \log P \qquad (5.30)$$

Trazando un gráfico en escala logarítmica y registrando los valores de "r" en función de "P", se obtiene una recta cuya inclinación corresponde al valor de "r_o". Los ensayos son realizados mediante la utilización del cono de Buchner, de acuerdo con la metodología descrita en el Ítem 5.11.4. Debe observarse que "s" es un parámetro adimensional, que es independiente de las unidades utilizadas para "r" o "P". Sus valores típicos para lodos generados en plantas de tratamiento de aguas residuales oscilan entre $0,4 < s < 0,9$.

En lo que se refiere a la filtrabilidad de los lodos de aguas residuales, se observa que la misma disminuye con el nivel de tratamiento. Los lodos de aguas residuales crudas son más difíciles de filtrar (resistencia específica menor) que los lodos secundarios, según el orden que se presenta a continuación:

$$r_{(\text{lodos crudos})} < r_{(\text{lodo primario})} < r_{(\text{lodo secundario})}$$

Algunos valores típicos de la resistencia específica para diferentes tipos de lodos de aguas residuales se presentan en el Cuadro 5.24.

Cuadro 5.24. Valores típicos de la resistencia específica para diferentes tipos de lodos

Tipo de lodo	Resistencia específica a 49 kN/m³ (m/kg)
Lodo crudo y lodo primario	10^{13} - 10^{15}
Lodo activado	10^{12} – 10^{14}
Lodo digerido anaeróbicamente	10^{12} – 10^{13}
Lodo digerido por vía aerobia	10^{11} – 10^{12}
Lodo químico	10^{11} - 10^{12}

Ejemplo 5.14

Los resultados que se presentan a continuación en la tabla y en el gráfico se obtuvieron en un ensayo de laboratorio con embudo de Buchner, se pide calcular la resistencia específica del lodo con 96% de humedad a través de dicho ensayo. Durante la prueba, la presión se mantuvo en 680 mm de Hg y la temperatura del filtrado fue de 20°C. El dimetro del embudo es de 50 mm.

Resultados del ensayo:

Tiempo (s)	*Volumen de filtrado (mL)*
150	*4*
300	*9*
550	*13*
1435	*23*
2290	*31*
3400	*38*
4720	*45*
6200	*52*

Solución:

a) *Concentración de ST para una humedade de 96%:*

c = 4% ST

b) *Presión sobre el filtro:*

P = 680 mm Hg = (101,3 / 760) x 680 = 91.000 Pa

c) *Área de filtración:*

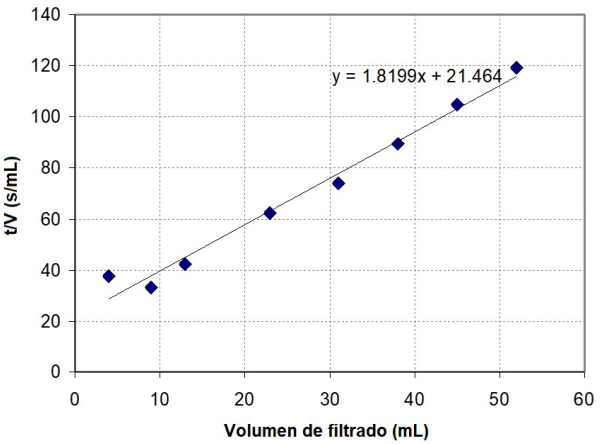
$A = \pi \times (0{,}05)^2/4 = 1{,}96 \times 10^{-3}\ m^2$

d) *Viscosidad del filtrado a 20°C (igual a la del agua):*

$\mu = 1 \times 10^{-3}\ Ns/m^2$

e) *Obtener el valor de "b" a partir del gráfico*

Con base en los datos del ensayo (presentados en la tabla), se elaboró el gráfico que se ilustra a conrinuación. El eje de las Y corresponde al cociente entre el tiempo y el volumen de filtrado.



El valor de b corresponde a la inclinación de la recta:

$b = 1{,}82\ s/mL^2 = 1{,}82 \times 10^{12}\ s/m^6$

f) *Calcular la resistencia específica:*

$$r = \frac{2bPA^2}{\mu c} = [2 \times 1{,}82 \times 10^{12} \times (1{,}96 \times 10^{-3})^2 \times 90000]/[(1 \times 10^{-3}) \times 40]$$

$r = 3{,}15 \times 10^{13}\ m/kg$

5.11.2. Prueba de succión por capilaridad (tiempo de succión capilar: TSC)

Este ensayo pretende estimar la drenabilidad de un determinado lodo en períodos de tiempo bastante pequeños. El aparato experimental para medición del TSC consiste en un papel de filtro y de dos puntos de contacto eléctrico. El tiempo requerido para que el filtrado migre de un punto de contacto hasta el otro es medido en segundos, lo que constituye el TSC.

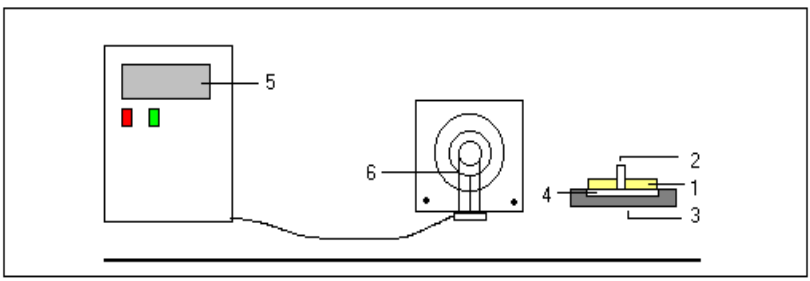
Es un ensayo sencillo: se mide el tiempo de flujo de capilaridad del líquido filtrado de una muestra de lodo entre dos círculos concéntricos sobre el papel filtro. El equipo disponible comercialmente para la medida del tiempo de succión capilar funciona de manera automática, con registro de resultados por medio de un dispositivo digital electrónico. Se activa un cronómetro cuando el filtrado alcanza el primer electrodo y también para cuando el filtrado alcanza el segundo electrodo. Los resultados dependen de factores, tales como la concentración de sólidos del lodo y de la temperatura.

De acuerdo con Eckenfelder Jr (1981), se tiene el siguiente procedimiento para la realización del ensayo:

- Colocar una hoja de papel Whatman número 17 sobre la placa de fondo del aparato, alineando las fibras de papel en la dirección seleccionada para el movimiento del filtrado. Cuando se use un registrador eléctrico, las fibras del papel pueden ser colocadas paralelamente a la línea de electrodos de platino. El papel debe estar seco para evitar interferencias de la humedad.
- Colocar la placa superior por encima de la membrana filtrante sobre la placa de fondo. Cuando se esté usando el registrador eléctrico, prensar la placa superior firmemente sobre la placa de fondo para posicionar el papel sobre los electrodos de platino.
- Colocar aproximadamente 6 mL de lodo acondicionado en el reservorio de muestras.

- Registrar el tiempo de movimiento del filtrado entre dos marcas de referencia en la placa superior. Generalmente es suficiente con una longitud de 6,4 mm.
- Registrar el tiempo de movimiento como tiempo de succión capilar (TSC) y anotar la temperatura del lodo dispuesto en el reservorio. Se debe realizar determinaciones por triplicado para cada muestra, repitiendo los procedimientos del ítem 1 al 4. El valor del TSC será obtenido mediante el cálculo del promedio para cada muestra (Recomendación EPA, 1993).

El material y los equipos están ilustrados en la Figura 5.21.



1 – Lámina superior cuadrada en acrílico, de 11,1 cm de lado por 16 mm de espesor. La cara inferior de la lámina es ranurada con profundidad de 1,6 mm, para un radio de 4,8 cm, y tiene círculos concéntricos inscritos para intervalos de 6,4 mm desde la parte de afuera del reservorio hacia el centro, que funcionan como marcas de referencia.
2 – Reservorio de lodo, constituído por un tubo de acero inoxidable de 2,54 cm de longitud y 1,91 cm de diámetro. El fondo del reservorio está alineado con la superficie inferior de la lámina superior.
3 – Lámina inferior (de fondo) cuadrada, en acrílico de 11,1 cm de lado por 16 mm de espesor.
4 – Papel Whatman nº. 17.
5 – Cronómetro automático.
6 – Electrodos de cuña de platino que deben estar asentados en las láminas, inferiores a cada círculo inscrito en la superficie inferior de la lámina superior y reposando sobre el papel filtro. Los electrodos deben ser conectados al reloj a través de relés de encendido/apagado y deben proyectarse levemente dentro de la membrana de filtro, de tal manera que el reloj pueda ser accionado cuando el filtrado alcance los electrodos seleccionados inicial y final.

Figura 5.21. Aparato para medición del tiempo de succión capilar (adaptado de Eckenfelder Jr., 1981)

5.11.3. Metodología para ensayos de lecho de secado - LS

5.11.3.1. Principios del ensayo

La metodología experimental adoptada fue desarrollada por van Haandel y Lettinga (1994). El material de llenado usado obedece a las especificaciones de la Norma Brasilera NB 570/1989 – Diseño de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Sanitarias – de la ABNT – Asociación Brasilera de Normas Técnicas.

En los ensayos de percolación, se estabelece, para un determinado lecho (altura y composición granulométrica), la relación entre carga de sólidos aplicada y tiempo de percolación. Se determina experimentalmente para el lecho especificado y el lodo a ser investigado, la relación entre el tiempo de percolación y la carga de sólidos aplicada. Para determinar el tiempo de evaporación hasta un determinado grado de humedad final del lodo, se usa el lodo después de la percolación. Este lodo es colocado en un recipiente cilíndrico, por donde el agua percola, observándose la variación del peso con el tiempo de evaporación. Teniendo la humedad inicial del lodo (después de la percolación), se calcula la relación entre la variación de la humedad y el tiempo de evaporación. Al usar este procedimiento simultáneamente con varios tubos conteniendo diferentes cargas de aplicación se puede estabelecer empíricamente las relaciones entre el tiempo de evaporación hasta diferentes humedades finales del lodo y su carga aplicada.

5.11.3.2. Descripción del método

Los siguientes ítems presentan el método de van Haandel y Lettinga (1994), tal como ha aplicado en ensayos realizados en la UFES (Universidade Federal do Espírito Santo, Brasil).

El tiempo total de un ciclo puede ser determinado como la suma de los tiempos necesarios para cada una de las cuatro operaciones:

- T1 = tiempo para preparación del lecho y descarga del lodo;
- T2 = tiempo de percolación;
- T3 = tiempo de evaporación hasta la humedad deseada;
- T4 = tiempo para remoción de los sólidos secos.

Por lo tanto, el tiempo total (T tot) necesario para un ciclo completo es:

$$T\ tot = T1 + T2 + T3 + T4 \quad (5.31)$$

Los tiempos T1 y T4 dependen esencialmente de factores de manejo del lodo y no serán discutidos en este texto. Los períodos T2 y T3 son determinados por las condiciones operacionales durante el secado, las condiciones meteorológicas, la carga aplicada de sólidos y la naturaleza del lodo y del lecho.

Las características del lecho de secado se presentan en el Cuadro 5.25.

Cuadro 5.25. Características de los lechos de secado utilizados en los procedimientos experimentales

Diámetro	100 mm
Altura	150 cm
Área superficial	0,007853 m^2
Lecho filtrante	Capa 01: 10 cn arena - ∅ 0,5 a 1,20 mm Capa 02: 10 cm gravilla -∅ 1,20 a 6,35mm Capa 03: 10 cm grava - ∅ 6,35 a 20 mm

5.11.3.3. Métodos experimentales para determinación del tiempo de percolación y de evaporación

a) Determinación experimental del tiempo de evaporación

Para determinar el tiempo de evaporación hasta un determinado grado de humedad final del lodo, se usa el lodo después de la percolación. Este lodo es colocado en un recipiente cilíndrico, por ejemplo, un tubo de PVC de 50 mm cerrado por un tapón en uno de sus extremos. Se coloca el lodo percolado en el cilindro y se observa la variación del peso con el tiempo de evaporación. Teniendo la humedad inicial del lodo (después de la percolación), se calcula la relación entre la variación de la humedad y el tiempo de evaporación. Al usar este procedimiento, de manera simultánea con varios tubos con diferentes cargas de aplicación se puede establecer empíricamente las relaciones entre el tiempo de evaporación, hasta diferentes humedades finales del lodo, y la carga aplicada.

El Cuadro 5.26 presenta las tasas de aplicación en los lechos de secado. El aparato experimental permite el ensayo por duplicado para cada experimentación.

Cuadro 5.26. Pesos (g) para cada ensayo e tasa de aplicación en los lechos de secado experimentales

Ensayos (peso)	Tasa ($mgST/m^2$)				
	10	15	20	25	30
A	174	250	333	406	497
B	171	251	327	405	496
C	174	250	327	406	493
D	175	252	329	406	495

Notas:

- Ensayos A y B sin insolación directa
- Ensayos C y D con insolación directa.
- Ensayo A y B - peso del agua inicial (X gramos)
- Ensayo C y D - peso de agua inicial (Y gramos)

Los materiales y equipos requeridos son:

- Tubos de diámetro de 100 y 50 mm de PVC;
- Registro de ¾ y tapón de 100 y 50 mm de PVC;
- Material para filtros (arena de granulometría específica);
- Balde para medición de volumen;
- Balanza para medición de pesos;
- Soporte para los filtrados.

En los ensayos de evaporación de la UFES, se realizó el acompañamiento en dos modelos distintos. En el primero, la evaporación se dió sin la insolación directa en el aparato experimental. En el segundo, se permitió la insolación directa en el aparato, que fue cubierto con un plástico transparente, que permitía el paso de la luz solar, y el aislamiento de posibles contribuciones de agua de lluvia.

Los envases con las diversas tasas de lodo aplicadas en la evaporación (masas diferentes) se colocaron semi enterrados en arena. Se utilizó un recipiente con agua para comparar la tasa de evaporación final entre el lodo y el agua (Figura 5.22).

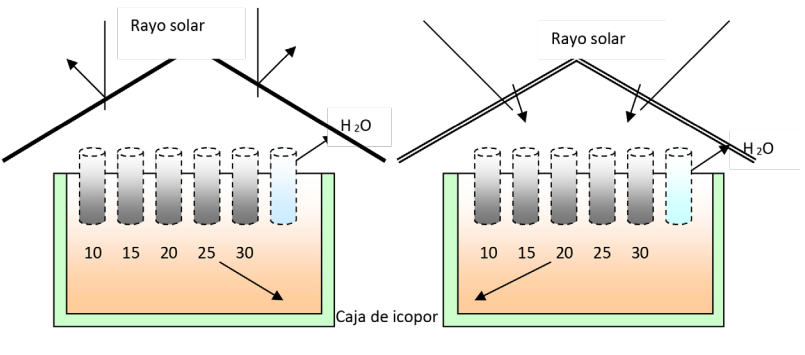


Figura 5.22. Esquema del aparato experimental del ensayo de percolación

b) Determinación experimental del tiempo de percolación

En los ensayos de percolación, se establece para un determinado lecho, la relación entre la carga de sólidos aplicada y el tiempo de percolación. Se determina experimentalmente para un lecho especificado (granulometría, altura) y el lodo a ser investigado, la relación entre el tiempo de percolación y la carga de sólidos aplicada.

El ensayo de percolación se puede resumir de la siguiente manera:

- Se hace pasar agua, en el modelo del lecho, en sentido ascendente, para eliminar el aire en los vacíos entre granos de arena;
- Cuando el nivel del agua se encuentre en la superficie del lecho, se deja fluir el agua, determinando el volumen del agua acumulada (Vi);
- De nuevo se introduce agua en sentido ascensional hasta cubrir la arena y, a continuación, se coloca la carga de lodo deseada sobre el lecho;
- Se determina el volumen al final de la percolación en función del tiempo (Vt);
- Se determina el volumen al final de la percolación (Vt), cuando ya no se acumula más agua;
- Se corrige el volumen final, restándole el volumen que puede ser atribuido al agua inicialmente colocada en el lecho:

$$V.P. = Vt - Vi \qquad (5.32)$$

- Se determina el tiempo T2 para que el volumen de agua percolado alcance el valor de Vp.

En los ensayos realizados en la UFES (Cuadro 5.27), se utilizó una cobertura plástica transparente para evitar la contribución de agua de lluvia, ello debido a que en el campo de la PTAR experimental no hay una base metereológica para suministrar los índices de precipitación y evaporación, entre otros (Figura 5.23).

Cuadro 5.27. Tasa de sólidos aplicada en los lechos de secado de los diferentes tipos de lodos

Lecho de Secado	Volumen de lodo (mL)	Tasa de sólidos aplicada (kg/m²)
		Lodo UASB ST distribución inicial 75.000 mg/L
1	2200	10
2	3300	15
3	4400	20
4	5500	25
5	6600	30

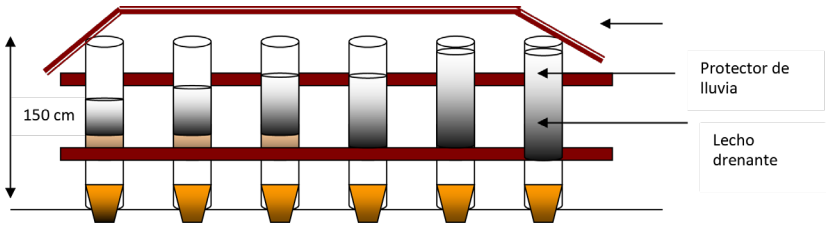


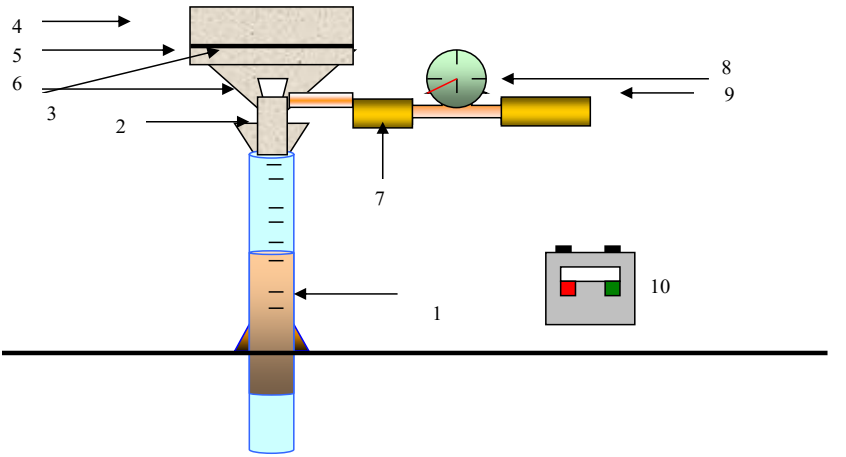
Fig. 5.23. Esquema del aparato de ensayos de lechos de secado con diferentes tasas de aplicación

5.11.4. Prueba de resistencia específica a la filtración. Embudo de Buchner

5.11.4.1. Descripción del ensayo

El objetivo de estos ensayos es el de determinar la aptitud de los lodos en estudio para la deshidratación a través de filtros prensas o a vacío. Se determina la resistencia específica de los lodos y las dosis óptimas de polielectrolitos como coadyudantes de la deshidratación. El ensayo comprende la utilización de un embudo de Buchner con membrana filtrante acoplado a un sistema de generación de vacío. A continuación, se presenta la descripción detallada del método reproducido en

laboratorio. El procedimento experimental para el ensayo del Embudo de Buchner se encuentra descrito en Eckenfelder Jr (1981). El montaje del embudo de Buchner se presenta en la Figura 5.24.



1 – Cilindro volumétrico de 250 mL en vidrio de borosilicato con cuello de junta cónica estándar;
2 – Adaptador de vidrio con marco lateral;
3 – Tapón de caucho para cilindro volumétrico con orificio para Embudo de Buchner;
4 – Embudo de Buchner n. 2;
5 – Papel Whatman n. 42;
6 – Soporte de malla de acero para papel filtro;
7 – Abrazadera para apretar;
8 – Bomba de vacío de ¼ HP;
9 – Medidor de vacío;
10 – Cronómetro.

Figura 5.24. Esquema del montaje para el Ensayo de la Resistencia Específica a la Filtración (fuente: Eckenfelder Jr., 1981)

El ensayo es conducido mediante la colocación de un volumen conocido de lodo dentro de un embudo de Buchner que contiene un papel filtro, imponiendo un vacío para el tiempo cero. Se registra la cantidad de filtrado colectado para varios, hata que se alcance un volumen determinado, o hasta que ocurra una ruptura del vacío. En general, el ensayo del embudo de Buchner es de sencilla reproducción.

Los resultados dependen de factores, tales como el volumen de lodo usado, la concentración de sólidos del lodo, la temperatura, el área de papel filtro y la presión a la cual se desarrolla el ensayo.

5.11.4.2. Determinación experimental

El protocolo experimental se compone de las siguientes etapas:

- Medir el nivel de sólidos inicial.
- Preparar el embudo de Buchner usando una malla y papel filtro. Mojar el papel filtro con agua y aplicar un vacío para obtener buena adherencia.
- Cerrar la válvula y ajustar el vacío para 15 o 20 pulgadas de Hg.
- Colocar 100 mL de una muestra de lodo al embudo de Buchner y dejar un intervalo de tiempo suficiente para la formación de la torta (generalmente cerca de 10 segundos).
- Conectar la bomba a vacío.
- Anotar el volumen filtrado hasta que cese el vacío, o hasta que la tasa de colecta de filtrado caiga para cerca de 1 mL por minuto.
- Repetir los ítems anteriores usando varias concentraciones de coagulantes o polímeros.
- Determinar la resistencia específica para cada situación y a partir de ello determinar las condiciones óptimas que generan el valor de “r” mínimo.

El cálculo de la resistencia específica se determina como se describe a continuación:

- Para cada ensayo en el embudo de Buchner, se elabora una tabla con los datos de tiempo = t (en segundos), volumen = V (en mL) y t/V (s/mL).
- Se correlacionan los datos, esquematizando el gráfico de t/V contra V.
- Se traza la recta media en su tramo lineal, despreciando los puntos finales e iniciales que no presenten comportamiento lineal. La

inclinación de la recta obtenida se denomina b, tal como se ilustra en la Figura 5.25.

- Se determina c.

La masa de sólidos de la torta seca por unidad de volumen de filtrado, c, puede ser determinada por dos métodos:

a) Midiendo las concentraciones de sólidos del lodo y de la torta y usándolos en la Ecuación 5.33.

$$c = (CT - CL) / [100 - (CT - CL)] \quad (5.33)$$

Donde:

c = masa de sólidos de la torta seca por unidad de volumen de filtrado (g/mL) o (g/cm^3);

CL = concentración inicial de sólidos del lodo (%) o (g/100mL);

CT = concentración de sólidos de la torta (%) o (g/100mL);

b) Dividiendo la masa de torta seca entre el volumen final de filtrado

El volumen final de filtrado es aquel que esté asociado al término del comportamiento lineal del gráfico t/V versus V y no al volumen correspondiente a la culminación del ensayo, que es cuando ocurre la caída brusca de presión debido al fisuramiento de la torta, o cuando la tasa de filtrado sea menor que 1 mL por minuto. La dificultad de la adopción de este método está en establecer cuándo realmente ocurre el cambio de un comportamiento lineal hacia uno parabólico. Muchas veces esta dificultad hace que no sea práctica la adopción de este método.

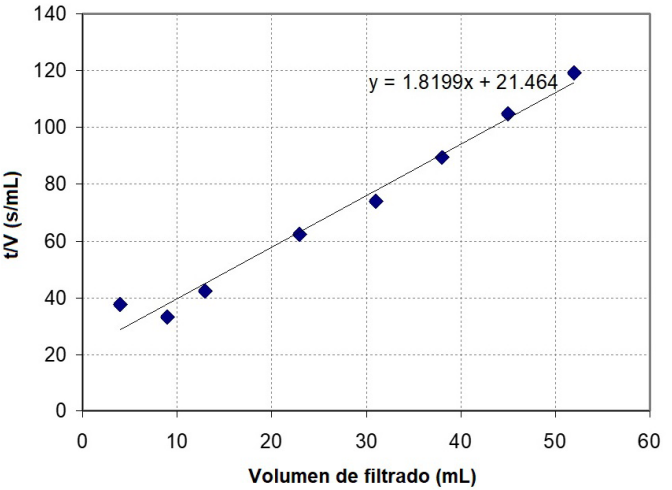


Fig. 5.25. Gráfico típico de filtración en laboratorio

Entonces la resistencia específica estará dada por:

$$r = \frac{2\,PA^2\,b}{\mu \,.\, c} \qquad (5.34)$$

Donde:

r = resistencia específica a la filtración (m/kg);

P = presión (N/m^2);

μ = viscosidad ($N.s/m^2$);

A = área (m^2)

b = valor de la tangente en el tramo rectilíneo del gráfico t/V (s/mL) versus V (mL), (s/cm^6).

5.11.5. Ensayo de centrifugación

5.11.5.1. Descripción del método experimental

La metodología experimental para laboratorio fue desarrollada por Reali (1999). El ensayo puede ser resumido en operaciones de centrifugación con cuatro diferentes rotaciones para cuatro tiempos diferentes y también con concentraciones diferentes de polímeros. Con la medición del nivel de líquido clarificado en diferentes tiempos para cada cubeta, y con el cálculo posterior de la concentración de SST para cada concentración de polímeros, se genera un gráfico de SST *versus* tiempo, en las respectivas rotaciones.

El método propuesto fue desarrollado con base en las siguientes hipótesis y consideraciones:

- El volumen interno del frasco de centrifugación que contiene la muestra de lodo es considerado un sistema cerrado (sin pérdida de masa durante el ensayo);
- Todos los sólidos en suspensión presentes en el lodo estarán contenidos en la torta final generada durante la centrifugación de sólidos en suspensión remanentes en el sobrenadante (líquido clarificado), después de la centrifugación.

Por lo tanto, es válida la expresión:

$$SST_{inicial} = M_{t\ inicial} / V_t \qquad (5.35)$$

Donde:

$SST_{inicial}$ = concentración de sólidos en suspensión totales iniciales (mg/L)

$M_{t\ inicial}$ = masa total inicial de sólidos suspendidos presentes en la torta resultante después de la centrifugación (mg)

V_t = volumen total de suspensión (mL)

Además de ello, también se hace válida la expresión:

$$SST_{final} = M_{t\,final} / V_c \quad (5.36)$$

Donde:

SST_{final} = concentración de sólidos suspendidos totales finales en la torta (mg/L)

$M\,t_{final}$ = masa total de sólidos suspendidos presentes en la torta resultante después de la centrifugación (mg)

V_c = volumen resultante de torta después de la centrifugación (mL)

Como el sistema es considerado cerrado, se obtiene:

$$SST_{final} = SST_{inicial} \ (V_t / V_c) \quad (5.37)$$

5.11.5.2. Procedimientos

Con base en esas consideraciones, el método preconiza la ejecución de los siguientes procedimientos de ensayos (Figura 5.26):

- Efectuar la determinación de los sólidos suspendidos totales, presentes en la muestra de lodo a ser estudiada.
- Preparar las soluciones de polímeros a ser investigadas con concentraciones adecuadas, compatibles con la viscosidad de los polímeros y con la concentración de sólidos suspendidos totales en la muestra de lodo.
- Pipetar volumenes iguales (compatibles con la capacidad del beaker escogido) de muestra de lodo y depositar en los beakers para mezcla con la solución de polímero (acondicionadores químicos). El número de beakers debe ser compatible con el número de valores de dosis del polímero que se quiera investigar.
- Pipetar diferentes volúmenes de solución de polímeros, compatibles con las dosis de polímeros a ser investigadas, adicionándolos a los respectivos beakers conteniendo muestra de lodo. Las dosis de polímeros usualmente se expresan en gramos de polímero / kg de SST.

- Con ayuda de la Prueba de Jarras, promover la mezcla del polímero en la muestra de lodo durante un período de tiempo adecuado a la completa dispersión de la solución de polímero.
- Calcular las nuevas concentraciones de SST en cada beaker, considerando la dilución ocasionada por la adición de la solución de polímero en la muestra de lodo. O sea:

$$SST_{mezcla} = SST_{lodo} (V_{inicial\ lodo} / (V_{inicial\ lodo} + V_{solución\ polímero})) \qquad (5.38)$$

- Transferir iguales volúmenes de las mezclas "lodo + solución de polímero" de cada beaker (numerado) hacia las respectivas cubetas (con la misma numeración de los beakers), alojándolas en el interior de la centrífuga.
- Establecer la rotación de ensayo en el equipo de centrifugación y escoger cuatro o más intervalos de tiempo de centrifugación (por ejemplo: 10; 20; 40 y 60 minutos) para efectuar las lecturas del volumen ocupado por la fase sólida (torta) en las cubetas de la centrífuga. Después de cada intervalo de tiempo, parar la centrífuga y efectuar las lecturas en cada cubeta, anotándolas con criterio, calculando las respectivas concentraciones de sólidos suspendidos totales (o nivel de sólidos en la torta), utilizando la anterior fórmula.
- Repetir el procedimiento anterior por lo menos dos veces más, ajustando rotaciones diferentes en la centrífuga (ex: 750, 1500, 2250 y 3000 rpm).
- Para cada rotación investigada, construir la "Curva de Centrifugación" (una curva para cada dosis estudiada, o sea, a cada cubeta de centrifugación), graficando los valores del nivel de sólidos de la torta en el eje de las ordenadas y los respectivos tiempos de centrifugación, en el eje de las abscisas;
- Después del período de centrifugación, efectuar la lectura del volumen ocupado por la fase sólida (torta) en el interior de cada cubeta o sea, para cada dosis estudiada, tal como se describe en la etapa 8.
- A través de la comparación entre los diversos valores de SST obtenidos, es posible obtener evaluaciones de la dosis que proporciona mayor grado de remoción de agua del lodo.

5.11.5.3. Materiales y equipos

Para la aplicación del método propuesto son necesarios los siguientes equipos y materiales esenciales:

- Centrífuga de laboratorio con alimentación discontinua secuencial (por batch);
- Cubetas de la centrífuga con graduación volumétrica;
- Agitador manual o eléctrico para mezcla de la solución de polímero;
- Pipetas para medición de los volúmenes de lodo y de la solución de polímero a ser dosificado;
- Dispositivo para limpieza del residuo (torta) final acumulado en el fondo de las cubetas después de la centrifugación y lectura del respectivo volumen;
- Muestra del lodo a ser estudiado;
- Solución de polímero en concentración adecuada (por ejemplo: 10.000 mg / L = 1%).

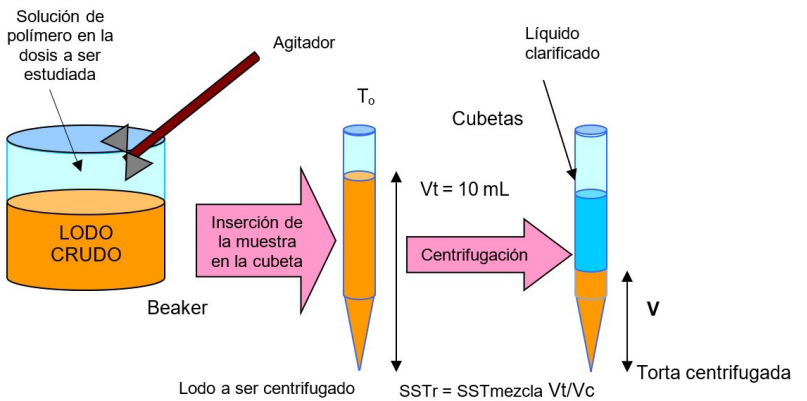


Figura 5.26. Ensayo de centrifugación. Preparación y lectura en las probetas

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a los ingenieros Márcia Lima, Dalton Ramaldes y Renate Wanke por la contribución en la elaboración del capítulo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1989). Projeto de estações de tratamento de esgotos. NB 570.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (2011). NBR 12.209 – Elaboração de Projetos Hidráulico-Sanitários de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários.

AISSE, M.M., VAN HAANDEL, A.C., VON SPERLING, M., CAMPOS, J.R., CORAUCCI FILHO, B., ALEM SOBRINHO, P. (1999). Capítulo 11: Tratamento e destino final do lodo gerado em reatores anaeróbios. In: *Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbios e disposição controlada no solo.* PROSAB/ABES. pp. 271 – 299.

BOF, V.S., CASTRO, M.S.M., GONÇALVES, R.F. (1999). ETE UASB + biofiltro aerado submerso: desempenho operacional com retorno do lodo aeróbio para o UASB. IN: *Anais eletrônicos do XX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental* – Rio de Janeiro – 10 a 14 de maio de1999

BRUCE, A M. et al (1990). A review of treatment process options to meet the EC sludge directive. *J.CIWEM*, Vol. 4, No 1, p. 1 – 13.

CHERNICHARO, C.A.L. (1997). *Reatores anaeróbios*. DESA – UFMG. Belo Horizonte. 211pp.

CIWEM (1995). *Sewage sludge – Introducing treatment and management*.

CIWEM (1995). *Sewage sludge – utilization and disposal*.

CIWEM (1996). *Sewage sludge – stabilization and disinfection*.

DAIGGER, G.T., BUTTZ, J.A. (1992). Water quality management library: Vol. 2. *Upgrading wastewater treatment plants*. Technomic Publishing Company, Lancaster – EUA. 208 pp.

ECKENFELDER JR, W. W. (1981). *Principles of water quality management*, CBI Publishing Co., INC, Boston, Massachusetts, 1981.

EPA (1987). *Design manual – Dewatering municipal wastewater sludges*. EPA/625/1-87/014.

EPA (1992). *Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge*. EPA/625/R-92/013.

EPA (1993). *Guidance manual for polymer selection in wastewater treatment plants*.

EPA (1994). *A plain English guide to the EPA Part 503 Biosolids Rule*. EPA/832/R-93/003.

EPA (1994). *Biosolids recycling: beneficial technology for a better environment*. EPA/832/R-94/009

EPA (1995). *A guide to the biosolids risk assessments for the EPA Part 503 Rule*. EPA832-B-93-005.

FRANCI, R. (coord) (1999). *Gerenciamento do lodo de lagoas de estabilização não mecanizadas*. PROSAB. 80 pp.

GONÇALVES, R.F (1998). Opções tecnológicas para minimização da produtividade de lodos de esgoto no Brasil. In: *Anais do I Seminário sobre Gerenciamento de Biossólidos do Mercosul*. p. 41 a 45

HESS, M.L. (1973). *Lagoas de estabilização*. Capítulo 6: lagoas anaeróbias. CETESB, São Paulo, 2ª ed.

IMHOFF, K. (1966). *Manual de tratamento de águas residuárias*. Editora da Universidade de São Paulo.

JORDÃO, E.P. & PESSÔA, C.A. (1995). *Tratamento de esgotos domésticos*. ABES, 3a ed. 683 p.

KARLSSON, I., GÖRANSSON, J., RINDEL, K. (1992). Use of internal carbon from sludge hydrolysis in biological wastewater treatment. In: *5th Gothenburg Symposium (Chemical Water and Wastewater Treatment II*). pp. 329 - 339

KARLSSON, I., SMITH, G. (1989). Pre-precipitation facilities nitrogen removal without tank expansion. In: *International Specialized Conference On Upgrading of Wastewater Treatment Plants*. Munique, 3 a 7 de setembro de 1989

KOPP, J., MÜLLER, J., DICHTL, N., SCHWEDES, J. (1997). Anaerobic digestion and dewatering characteristics of mechanically disintegrated excess sludge. *Water Sci. Technol*., Vol. 36, No. 11, pp. 129 - 136

LUDUVICE M. (1992). Uso e disposição de lodos orgânicos – biossólidos. In: *Anais do Seminário Internacional de Tratamento e Disposição de Esgotos Sanitários*, Brasília, DF, p. 85-96.

LUDUVICE M. (1992). *Wet air oxidation of organic sludges at low oxygen overpressure*. PhD thesis, Dep. Eng. Civil, Universidade de Newcastle, Reino Unido.

MALINA, J. F., POHLAND, F. G. (1992). Water quality management library: *Vol. 7: Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes*. Technomic Publishing Company, Lancaster – EUA.

METCALF & EDDY. (1991). *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. Metcalf & Eddy, Inc. 3. ed. 1334 pp.

MORRISSEY, S. P., HARLEMAN, D. R. F. (1992). Retrofitting conventional primary treatment plants for chemically enhanced primary treatment in USA. In: *Anais do 5th Gothenburg Symposium (Chemical Water and Wastewater Treatment II*). pp. 401 - 416

MUKHERJEE, S. R., LEVINE, A. D. (1992). Chemical solubilization of particulate organics as a pretreatment approach. *Water Sci. Technol*., Vol. 26, No. 9 – 11, p. 2289 – 2292.

NOYOLA, A. (1998). *Anais do V Taller y Seminario Latinoamericano: Tratamiento anaerobio de aguas residuales*. Viña del Mar, 27 – 30 de outubro de 1998

ORTEGA C. L., ROBLES A. N., BOHÓRQUEZ S. S. (1996). Efecto de lodos activados de purga sobre el funcionamento de un reator UASB piloto y las caracteristicas del lecho de lodo granular. In: *Anais eletrônicos do XXV Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental (AIDIS)*, México – DF.

QASIM, S.R. (1985). *Wastewater treatment plants: planning, design and operation*. Holt, Rinehart and Winston, New York.

RAMALHO, R.S. (1977). *Introduction to wastewater treatment processes*. New York, Academic Press. 409 p.

REALI, M.A.P. (1999). Capitulo 4. Desidratação do lodo por centrifugação. In: *Noções gerais de tratamento e disposição final do lodo de estações de tratamento de água*. PROSAB.

ROJAS, J.A.R. (2000). *Tratamiento de aguas residuales. Teoría y principios de diseño.* Ed. Escuela Colombiana de Ingenieria. Santafé de Bogotá / Colômbia. 1232 pp.

TCHOBANOGLOUS, G., BURTON, F.L. (1991). *Wastewater engineering: Treatment, disposal and reuse*. 3ª ed. Metcalf & Eddy, Boston – EUA. 1334 pp.

TIEHM, A., NICKEL, K., NEIS, U. (1997). The use of ultrasound to accelerate the anaerobic digestion of sewage sludge. *Water Sci. Technol*., Vol. 36, No. 11, pp. 1121 – 128.

VAN HAANDEL, A.C., LETTINGA, G. (1994). *Anaerobic sewage treatment: a practical guide for regions with a hot climate*. John Wiley and Sons, 222 pp.

VON SPERLING, M. (1996). Princípios básicos do tratamento de esgotos. DESA – UFMG. Belo Horizonte. 211pp.

WEF (1992). *Sludge incineration: thermal destruction of residues*. Manual of Practice FD-19.

WEF (1995). *Wastewater residuals stabilization*. *Manual of Practice FD – 9.* Alexandria – EUA, 244 pp.

WEF (1997). *Benchmarking wastewater operations – Collection, treatment and biosolids management*.

WEF(1996). *Operation of municipal wastewater treatment plants. Manual of Practice – MOP 11*. 5 edição.

WEF & ASCE (1992). *Design of municipal wastewater treatment plants*. Water Environment Federation / American Society of Civil Engineers. 1592 pp.

YASUI, H., SHIBATA, M. (1994). An innovative approach to reduce excess sludge production in the activated sludge process. *Water Sci. Technol*., Vol. 30, No. 9, pp. 11 - 20.

CAPÍTULO 6
HIGIENIZACIÓN DE LODOS

Marcelo Teixeira Pinto

6.1. INTRODUCCIÓN

Las aguas residuales sanitarias contienen aproximadamente 0,1% de sólidos, y 99,9% restante están constituidas por agua. Las plantas de tratamiento de aguas residuales tienen como finalidad básica la separación de esas dos fases, retornando el agua hacia los cuerpos hídricos de la región y procesando la fase sólida, de tal manera que permita su disposición de manera económica, segura en términos de la salud pública y ambientalmente aceptable. Dicha fase sólida (lodo de aguas residuales) contiene todos los contaminantes provenientes de las actividades, de los hábitos alimenticios y del nivel de salud de la población atendida por las redes colectoras de aguas residuales; es decir, por el alcantarillado sanitario. Por lo tanto, el lodo refleja exactamente las características de la comunidad y puede variar sustancialmente con el tiempo y con la capacidad de remoción de la planta de tratamiento.

Uno de los constituyentes más preocupantes son los microorganismos patógenos. Bacterias, virus, protozoarios, parásitos intestinales y sus huevos están presentes en los lodos de aguas residuales, y una significativa parte de ellos son causadores de enfermedades (ver Capítulo 3). La cantidad de patógenos encontrados en el lodo es inversamente proporcional a las condiciones sanitarias de la comunidad atendida, por lo tanto, cuanto mayor sea el nivel de ocurrencias de enfermedades de vehiculación hídrica en la comunidad, mayor cuidado sanitario será necesario, principalmente cuando la ruta de disposición utilizada es el reciclaje agrícola.

Los niveles de patogenicidad del lodo pueden ser sustancialmente reducidos a través de los procesos de estabilización y tratamiento, como la digestión anaerobia o aerobia, detallada en el Capítulo 4. Sin embargo, muchos parásitos intestinales y principalmente sus huevos, son muy poco afectados por procesos de digestión convencional, necesitando por ello una etapa complementaria o conjugada a los procesos convencionales para su completa inactivación, conocida como ***higienización***.

Es importante aclarar que el proceso no es una "desinfección", toda vez que no son desactivados totalmente todos los microorganismos patógenos presentes en el lodo. La higienización pretende reducir la patogenicidad del lodo a niveles que no puedan causar riesgos a la salud de la población, de acuerdo con las exigencias para cada utilización.

6.2. FUNDAMENTOS GENERALES

6.2.1. Objetivos de la higienización

El objetivo de introducir un proceso de higienización de lodos en la planta de tratamiento de aguas residuales es el de garantizar un nivel de patogenicidad en el lodo que, al ser dispuesto en el suelo, no llegue a causar riscos a la salud de la población, a los trabajadores que van a manipularlo ni impactos negativos al medio ambiente. Por lo tanto, la necesidad de implementar un sistema de higienización complementaria de los lodos dependerá de la alternativa de disposición final que será utilizada.

La aplicación del lodo en parques y jardines de acceso público, o su reciclaje en agricultura, posee un mayor nivel de exigencia sanitaria que otras alternativas de disposición, como rellenos sanitarios o reutilización en matrices de concreto. Tales exigencias pueden ser atendidas por un proceso de higienización del lodo o por restricciones temporales de uso y acceso público.

6.2.2. Exposición y riesgos de contaminación

Los principales microorganismos patógenos que pueden estar presentes en el lodo de aguas residuales, así como las enfermedades y síntomas causados por ellos ya fueron presentados en el Capítulo 3. Esas enfermedades solamente son contraídas cuando seres humanos o animales son expuestos a suficientes concentraciones de microorganismos patógenos que puedan desencadenar la infección. Esta concentración, denominada ***dosis infecciosa***, depende de cada microorganismo y de la capacidad de neutralización de cada persona. Los huevos de helmintos y quistes de protozoarios son los más preocupantes, toda vez que solamente un huevo o un quiste pueden ser suficientes para desencadenar la infección del hospedero.

La exposición del hombre al agente infeccioso puede ocurrir a través de dos formas. El contacto directo y el indirecto, de acuerdo con las rutas mostradas en las Figuras 6.1 y 6.2.

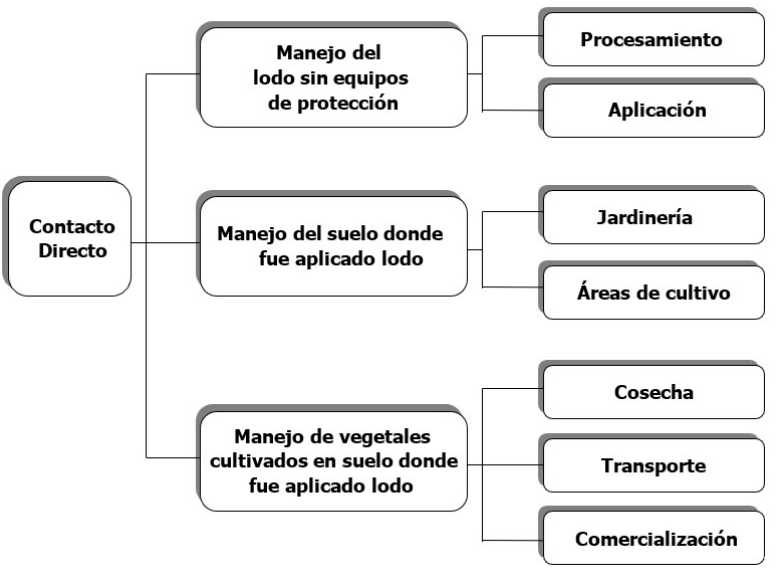


Figura 6.1. Exposición por contacto directo

Los factores ambientales del suelo afectan significativamente la sobrevivencia de microorganismos patógenos presentes en el lodo aplicado en el terreno. Muchos microorganismos mueren rápidamente cuando entran en contacto con suelos calientes y secos, pero sobreviven por largos períodos en suelos húmedos y fríos. Los suelos con bajo pH y materia orgánica y el contacto con la luz del sol, especialmente la radiación ultravioleta, también favorecen la inactivación de tales microorganismos.

La sobrevivencia promedio de los importantes grupos de microorganismos patógenos en el suelo fue presentada en el Capítulo 3. Cualquier tecnología utilizada para la higienización de lodos deberá estar atenta a las particularidades de sobrevivencia de los patógenos a los agentes ambientales.

Las bacterias y los protozoarios son rápidamente inactivados por factores ambientales, como la temperatura y el pH, lo que los hace poco significativos como indicadores de protección a la salud pública.

Los huevos de helmintos, por su mayor capacidad de sobrevivencia, se convierten en el indicador más importante para la evaluación de las condiciones sanitarias del lodo. Sin embargo, generalmente permanecen retenidos en las zonas más cercanas al punto de aplicación en el suelo, debido a su mayor tamaño.

Los virus, los helmintos y los protozoarios no se reproducen fuera de su específico organismo hospedero. Por lo tanto, una vez inactivados, no son capaces de crecer nuevamente. Por otro lado, algunas bacterias tienen esta capacidad de recrecimiento, lo que lo convierte en un aspecto de atención en cualquier sistema de higienización.

La salud de la población y de los animales puede ser protegida contra el potencial riesgo de contaminación por microorganismos patógenos a través de las siguientes maneras:

- Reducción del número de microorganismos patógenos en el lodo a través de tratamiento, estabilización o higienización;

- Reducción del transporte de microorganismos patógenos por vectores (insectos, roedores, pájaros ...), a través de la disminución de su atractivo para dichos portadores;
- Limitación del contacto de las personas con el lodo a través de restricción de acceso a áreas donde hayan sido aplicados, por el tiempo necesario para su inactivación natural.

6.2.3 Uso agrícola en Brasil de acuerdo a la Resolución Conama 375/2006

Pese a que en Brasil existe una reglamentación más reciente en relación al uso agrícola de los lodos generados en las plantas de tratamiento de aguas residuales sanitarias para efectos de ilustrar de manera preliminar al lector se presentan a continuación algunos aspectos relativos a la legislación del año 2006.

El reciclaje en agricultura es una de las más importantes y promisorias rutas de disposición de lodos para la mayoría de los países. Sin embargo, esta alternativa, diferente de las demás, exige más cuidados en términos sanitarios, los cuales son implementados a través de restricciones de uso y/o exigencias de adecuación del nivel sanitario del lodo antes de su disposición.

Las tecnologías disponibles para la higienización de lodos buscan minimizar los riesgos de transmisión de enfermedades de vehiculación hídrica, a través de la reducción de la concentración de microorganismos patógenos a valores que aseguren su utilización agrícola de modo irrestricto. De manera general, los límites sanitarios adoptados por cada país son muy semejantes, diferenciándose solamente en el abordaje de las restricciones de uso y en algunos parámetros de proceso.

En Brasil, el uso agrícola de lodos generados en plantas de tratamiento de aguas residuales sanitarias se encuentra reglamentado por la Resolución CONAMA 375/2006 (CONAMA, 2006). Dicha resolución caracteriza dos clases de lodos de aguas residuales o productos derivados:

- **Clase A**: podrán ser utilizados para cualquier cultivo (respetando algunas restricciones – ver el contenido de la resolución).

- **Clase B**: utilización restringida al cultivo de café, silvicultura, culturas para producción de fibras y aceites, con la aplicación mecanizada, en surcos o fosas, seguida de incorporación (respetando algunas restricciones – ver el contenido de la resolución)

La Resolución CONAMA 375/2006 impone una serie de restricciones, establece la necesidad de diseños agronómicos, especifica tasas de aplicación y, por lo tanto, debe ser consultada en su totalidad. A título de información, el Cuadro 6.1 presenta algunos requisitos mínimos, relacionados a organismos patógenos.

Cuadro 6.1. Concentración máxima permitida en el lodo de aguas residuales o producto derivado – agentes patógenos (Resolución CONAMA 375/2006)

Tipo de lodo sanitario o producto derivado	**Concentración de patógenos**
A	Coliformes termotolerantes $<10^3$ NMP / g de ST Huevos viables de helmintos < 0,25 huevos / g de ST *Salmonella* ausencia en 10 g de ST Virus < 0,25 UFP o UFF / g de ST
B	Coliformes termotolerantes $<10^6$ NMP / g de ST Huevos viables de helmintos < 10 ovos / g de ST

Notas:

- ST: Sólidos totales; NMP: Número Más Probable; UFF: Unidad Formadora de Foco; UFP: Unidad Formadora de Placa
- Pasados 5 años a partir de la fecha de publicación de esta resolución, solamente será permitida la aplicación de lodo de aguas residuales o producto derivado clase A, excepto cuando sean propuestos nuevos criterios o límites basados en estudios de evaluación de riesgo y datos epidemiológicos nacionales, que demuestren la seguridad del uso del lodo sanitario Clase B.

6.3. MECANISMOS DE HIGIENIZACIÓN DE LODOS

6.3.1. Preliminares

La mayoría de los países que poseen alguna normatividad en cuanto a los aspectos sanitarios de la disposición agrícola del lodo relacionan una serie de tecnologías de procesamiento que, al ser operadas de manera adecuada, son capaces de producir biosólidos con concentraciones de bacterias, enterovirus y huevos viables de helmintos en niveles previstos para la disposición sin restricciones (irrestricta). Tales procesos combinan mecanismos térmicos, químicos y/o biológicos para alcanzar dicha inactivación.

6.3.2. Vía térmica

El mecanismo de reducción de microorganismos patógenos, a través de la vía térmica, combina dos variables de control, relacionadas al tiempo de permanencia del lodo a una dada temperatura. Estas dos variables actúan en conjunto para alcanzar la calidad microbiológica exigida para aplicación irrestricta.

Debido a las diferentes difusividades térmicas del lodo para diferentes concentraciones de sólidos, la USEPA propuso 4 diferentes regímenes de tiempo-temperatura, que consideran cómo el lodo es colocado en contacto con el calor, el contenido de sólidos y la facilidad de mezcla y transferencia de calor. Los requisitos y aplicación de cada uno se presentan en el Cuadro 6.2.

Cuadro 6.2. Régimen tiempo - temperatura para lodos Clase A

Régimen	Aplicación	Requisitos
1	Lodo con un mínimo de 7 % de sólidos (excepto aquellos cubiertos por el régimen 2)	La temperatura del lodo debe ser mayor que 50°C por un tiempo mínimo de 20 minutos (0,0139 días)
2	Lodo con un mínimo de 7 % de sólidos, en la forma de torta y calentada por contacto con gas caliente o líquido inmiscible	La temperatura del lodo debe ser mayor que 50°C, por un tiempo mínimo de 15 segundos (0,00017 días)
3	Lodo con menos de 7 % de sólidos	El lodo debe ser calentado por un tiempo mínimo de 15 segundos (0,00017 días) y menos que 30 minutos (0,021 días)
4	Lodo con menos de 7 % de sólidos	La temperatura del lodo debe ser mayor que 50°C por un tiempo mínimo de 30 minutos (0,021 días)

Fuente: USEPA (1992)

La Figura 6.3 muestra la relación tiempo-temperatura para cada régimen. Se requiere una relación más conservadora para lodos más concentrados (regímenes 1 y 2), debido a las dificultades de transferencia del calor. Por otro lado, debido a la falta de informaciones totalmente confiables, la misma ecuación es utilizada para lodos con bajas concentraciones de sólidos, pero con tiempo de contacto menor que 30 minutos (régimen 3).

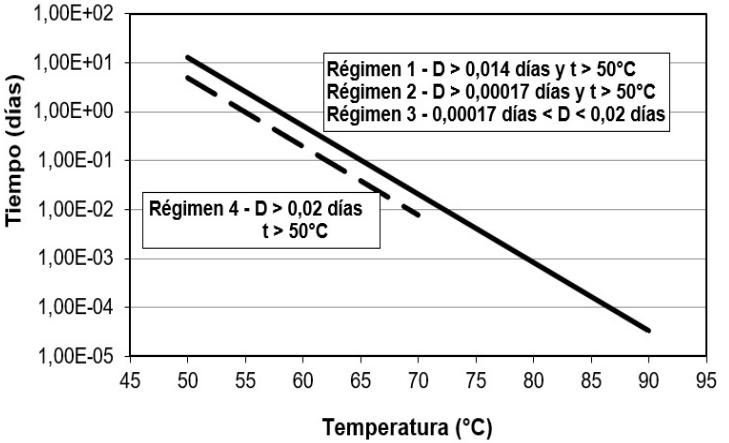


Figura 6.3. Relación Tiempo-Temperatura para Lodos Clase A (D = tiempo de retención; t = temperatura)

6.3.3. Vía química

El mecanismo de higienización de lodos por la vía química utiliza un producto alcalinizante para elevar el pH del lodo y, como resultado de ello, alterar la naturaleza coloidal del protoplasma celular de los microorganismos patógenos de forma letal, y producir un ambiente inhóspito para su sobrevivencia.

Dependiendo del producto utilizado, esta mezcla puede ser acompañada por la elevación de la temperatura, que, actuando en conjunto con la elevación del pH, permite una condición más efectiva para la inactivación de los microorganismos patógenos y un período menos exigente para la relación tiempo-temperatura que la vía térmica de manera aislada. Así, las condiciones requeridas para obtener un lodo sanitariamente seguro por este mecanismo se muestran a continuación.

- Elevar el pH del lodo para valores superiores a 12 por un tiempo mínimo de 72 horas
- Mantener la temperatura del lodo superior a 52°C por un tiempo mínimo de 12 horas, durante el período donde el pH está por encima de 12
- Secar al ambiente hasta alcanzar la concentración de sólidos de 50 %, después del período de elevación del pH

6.3.4. Vía biológica

La ruta biológica para inactivación de microorganismos patógenos del lodo de aguas residuales aún carece de mayores experiencias y datos más consistentes, que permitan garantizar condiciones de reproductibilidad y aceptación científica. Una de las alternativas más conocidas es la lombricultura.

La lombricultura es un proceso en el cual los residuos orgánicos son ingeridos por una variedad de lombrices detritívoras (*Eudrilus eugeniae, Eisenia fetida* y otras) y después son excretados, produciendo un humus de fácil asimilación por parte de los vegetales y de gran valor agronómico. Al ingerir la materia orgánica, las lombrices también ingerirían microorganismos patógenos presentes en el lodo y los inactivarían a través de su actividad gástrica.

Sin embargo, la presencia de gases, como amoníaco, gas sulfhídrico y gas carbónico, hace que el lodo sea tóxico para las lombrices, produciendo la muerte de dichos animales. A pesar de eso, ya existen unidades de gran escala en Australia y Estados Unidos, operando con lodo de aguas residuales mezclado con otros residuos orgánicos, con capacidades superiores a 400 m^3 por semana. En Brasil, esta tecnología aplicada a la higienización de lodo sanitario aún se encuentra en una fase de investigación, sin datos concretos para su definición.

6.3.5. Vía radiación

Los rayos Beta y Gama pueden ser usados para inactivar microorganismos patógenos debido a su acción en las estructuras coloidales celulares.

Los rayos Beta son formados a través de aceleradores de electrones en un campo eléctrico de la orden de 1 millón de voltios. Su efectividad para reducir patógenos depende de la dosis de radiación que se aplique al lodo. Esta radiación tiene poco poder de penetración en el lodo; por ello, para ser efectiva, debe ser introducida pasando por una fina capa de lodo líquido.

Los rayos Gama son fotones producidos por elementos radioactivos como el cobalto-60 y el cesio 137. Dichos rayos son capaces de penetrar fácilmente en el lodo y por consiguiente la tecnología puede ser utilizada en lodo líquido en tuberías o en lodo deshidratado en esteras transportadoras que tengan contacto con la fuente radioactiva.

La USEPA (1992) recomienda, para las dos alternativas, la dosis mínima de 1 megarad a la temperatura ambiente para garantizar la efectiva reducción de bacterias, enterovirus y huevos de helmintos a valores por debajo de los límites detectables. La materia orgánica presente en el lodo no es afectada por dicha radiación; por lo tanto, puede haber recrecimiento de microorganismos patógenos si el lodo fuese re-inoculado.

De la misma manera, la radiación solar, más específicamente los rayos ultravioleta, son conocidos per su poder bactericida. Muchos investigadores reportan condiciones de inactivación de microorganismos patógenos cuando el lodo es expuesto a la radiación solar. Sin embargo, existe muy poca información consistente sobre este asunto, e inclusive de su capacidad real de alcanzar por sí solo niveles de reducción de patógenos menores que los límites de detección.

6.4. PROCESOS DE HIGIENIZACIÓN DE LODOS

6.4.1. Preliminares

Algunos procesos normalmente utilizados para estabilización de la materia orgánica presente en el lodo también reducen, de manera concomitante, los organismos patógenos hasta niveles inferiores a los límites de detección. Tales procesos son denominados por la USEPA como PFRP (Processes to Further Reduce Pathogens) y se discuten a continuación.

De manera general, existe un cierto consenso entre los diversos países en cuanto a las tecnologías que logran producir un lodo sanitariamente seguro para aplicación no restringida en agricultura. Sin embargo, las variables de control del proceso no son iguales para todos, lo que traduce, de alguna forma, la gran variabilidad de las condiciones ambientales y de las características del lodo producido por cada país.

Varios procesos discutidos en el presente capítulo también son abordados, de forma complementaria, en el Capítulo 4 (Procesos de estabilización de lodos), por el hecho de que las tecnologías puedan ser aplicadas con los objetivos de estabilización e higienización.

6.4.2. Compostaje

6.4.2.1. Características generales

El compostaje es un proceso aerobio de descomposición de la materia orgánica efectuada a través de condiciones controladas de temperatura, humedad, oxígeno y nutrientes. El producto resultante de este proceso tiene gran valor agronómico como acondicionador de suelos. La inactivación de los microorganismos patógenos ocurre principalmente a través de la vía térmica, ocasionada por el aumento de la temperatura en la fase de mayor actividad del proceso.

Tanto el lodo crudo como el lodo digerido pueden ser sometidos a compostaje. Materiales como astillas de madera, hojas, residuos verdes, cascarilla de arroz, aserrín u otros agentes estructurantes deben ser adicionados al lodo para una mejor retención de la humedad, aumentar la porosidad y equilibrar la relación entre el carbono y el nitrógeno.

La Figura 6.4 muestra un diagrama de flujo típico del proceso de compostaje.

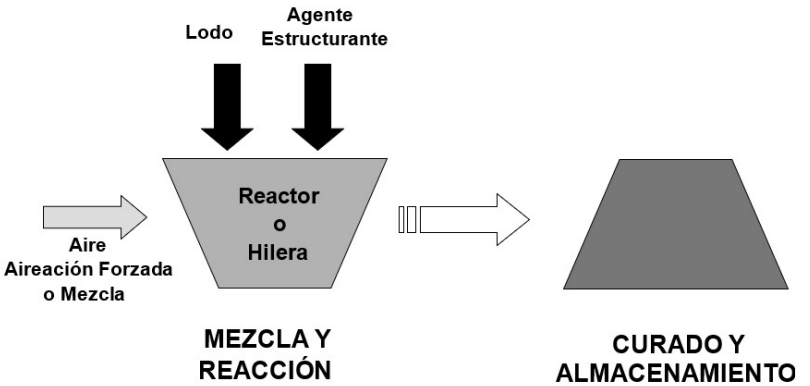


Figura 6.4. Flujograma del proceso de compostaje

El proceso ocurre en tres etapas básicas, tal como se ilustra en la Figura 6.5.

- *Fase Inicial Mesófila.* En esta fase ocurre un rápido crecimiento de microorganismos mesófilos, con un gradual aumento de la temperatura.
- *Fase Termófila.* A medida que la temperatura aumenta, los microorganismos mesófilos disminuyen, dando lugar a las bacterias y hongos termófilos, de extrema actividad y capacidad de reproducción, que aumentan más la temperatura, inactivando microorganismos patógenos presentes en el lodo.

- *Fase Final Mesófila.* En la medida que el sustrato orgánico se agota, la temperatura disminuye, llevando a la reducción de la población de bacterias termófilas, posibilitando de nuevo que las bacterias mesófilas vuelvan a instalarse, pero con actividad más moderada, debido al agotamiento del sustrato orgánico.

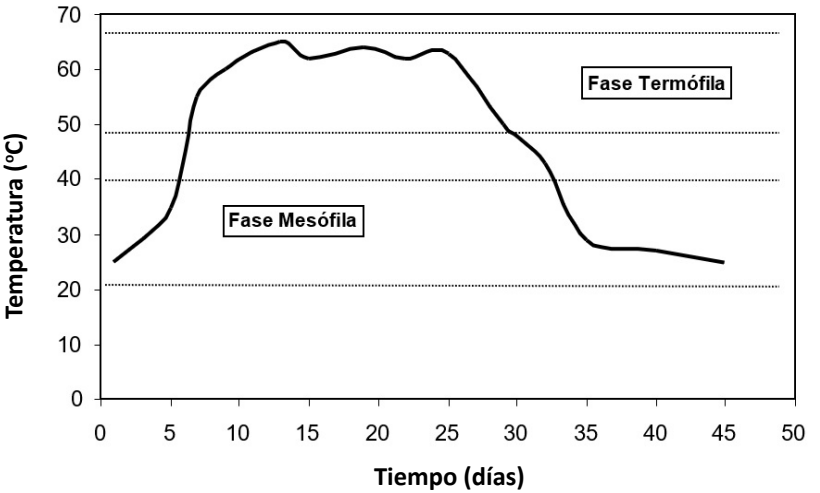


Figura 6.5. Etapas del proceso de compostaje

6.4.2.2. Parámetros de control y condiciones ambientales

Las principales condiciones ambientales y parámetros de control para obtener un eficiente proceso de compostaje son:

a) Relación Carbono/Nitrógeno – El carbono representa la fuente de energía del proceso, mientras que el nitrógeno es necesario para la reproducción de las bacterias (síntesis de proteína). El equilibrio entre esos dos parámetros garantiza la eficiencia del proceso.

La relación ideal para compostaje de lodos de aguas residuales debe estar en el rango de **26 a 31** (Oorschot, 2000). Si la relación C/N fuese muy alta, los microorganismos no encontrarán nitrógeno suficiente y por lo tanto tendrán su desarrollo limitado y el proceso ocurrirá más lentamente, sin alcanzar la temperatura de higienización. Si la relación C/N fuese muy baja, se pierde nitrógeno por medio de la volatilización del amoníaco, lo que disminuye la calidad del compost (Fernandes, 2000). Al final del proceso, la relación C/N deberá estar en el rango de 10 a 20 para ser considerado adecuado para disposición final.

El ajuste de esta relación se realiza por medio de la introducción de otras fuentes de carbono, toda vez que el lodo tiene una relación C/N muy baja. El Cuadro 6.3 presenta los niveles de carbono y nitrógeno de los principales residuos utilizados para compostaje.

Cuadro 6.3. Características de los principales residuos utilizados para compostaje

Residuo	% sólidos	% N	% C
Podas de árboles	65 - 75	0,8 - 1,2	45 - 55
Cascarilla de arroz	80 - 90	0,9 - 1,2	35 - 40
Bagazo de cana	60 - 80	0,1 - 0,2	40 - 50
Salvado de trigo	80 - 90	0,3 - 0,5	40 - 50
Aserrín	65 - 80	0,1 - 0,2	48 - 55
Lodo crudo	1 - 4	1 - 5	30 - 35
Lodo digerido	1 - 3	1 - 6	22 - 30
Lodo digerido seco (lechos de secado)	45 - 70	1 - 4	22 - 30
Lodo digerido deshidratado (prensa deshidratadora)	15 - 20	1 - 4	22 - 30
Lodo digerido deshidratado (centrífuga)	17 - 28	1 - 4	22 - 30

Fuente: Adaptado de JICA (1993), UEL (1999) (2000), Metcalf y Eddy (1991) y Malina (1993).

b) ***Estructura física.*** El lodo de aguas residuales presenta granulometría muy fina, lo que genera problemas en la distribución del aire, debido a la falta de espacios vacíos entre las partículas. De esa manera, es necesaria la mezcla del lodo con otros materiales estructurantes (restos de vegetales, paja, astillas de madera y otros), picados en tamaños del orden de 1 a 4 cm, para que pueda mejorar esta condición. Generalmente, mezclas con 30% a 35% de porosidad permiten una adecuada aireación. La cantidad de material estructurante se agrega de tal manera que logre atender a la relación C/N anteriormente mencionada.

c) ***Humedad.*** Este parámetro necesita ser acompañado durante todo el proceso, toda vez que interfiere directamente en el curso de las reacciones. El valor ideal se encuentra en el rango de **50% a 60%.** Valores más altos impiden el libre paso del aire por los espacios vacíos de la masa, provocando zonas de anaerobiosis. Valores menores al 40% inhiben la actividad bacteriana, y por consiguiente el aumento de temperatura para la inactivación de los microorganismos patógenos.

d) ***Aireación.*** Un adecuado suministro de oxígeno es esencial para el crecimiento de los microorganismos aerobios, responsables por lo proceso, para garantizar que toda la masa se encuentre en aerobiosis y para controlar la tasa de reacción, la cual es responsable por el aumento de la temperatura que irá a inactivar los microorganismos patógenos.

Algunos sistemas utilizan la aireación natural, mientras que otros usan la aireación forzada, con la introducción directa de aire al interior de la masa. La aireación excesiva aún puede remover la humedad y reducir la temperatura de la mezcla, causando problemas a la calidad del producto final. Así, la definición exacta de la cantidad de oxígeno necesario para el proceso, en sus diversas etapas, es una condición esencial para asegurar una adecuada higienización del lodo, en el caso de sistemas con aireación forzada.

Estequiométricamente, la demanda medio de oxígeno es de 2 kg O_2 por kg de Sólidos Volátiles. Tasas del orden de **12 a 30 m³ aire/ hora por kg de mezcla seca** son normalmente utilizadas en el inicio del proceso de sistemas intermitentes, pudiendo ser aumentadas al transcurrir las reacciones, llegando a **190 m³ aire/hora por kg de mezcla seca** (Malina, 1993; WEF, 1995).

Para el caso de aireación natural, la USEPA recomienda el volteo de la mezcla por al menos 5 veces durante la fase termófila. Los sistemas continuos y de mezcla completa demandan cerca de 43 kg aire por kg de mezcla, que puede ser convertido para cerca de **1200 m³ aire/hora por tonelada seca.** Generalmente, sopladores con potencias del orden de 0,5 a 2 HP son suficientes para atender a este volumen.

e) Temperatura – La temperatura es un parámetro de fácil acompañamiento e indica el equilibrio del proceso biológico y por ello la eficiencia del mismo. Valores **entre 40°C y 60°C en los primeros 3 días** son indicativos de que el proceso está ocurriendo de manera adecuada. En caso contrario quiere decir que alguna condición ambiental (relación C/N, humedad y pH) no está siendo respetada (Fernandes, 2000). La temperatura ideal para la fase termófila es de 55°C a 65°C. Por encima de este valor la actividad bacteriana se reduce y el ciclo se vuelve más largo, y por debajo de dicho rango no se obtiene una adecuada reducción de microorganismos patógenos. El control de la temperatura puede ser realizado a través del aumento de la aireación, que actúa en la mezcla para disipar el calor liberado en la reacción.

El Cuadro 6.4 ilustra los tiempos requeridos para inactivación de algunos microorganismos patógenos durante el proceso de compostaje, para las diversas temperaturas. Se observa diferencias significativas entre el proceso al ocurrir en situación real y en laboratorio.

Cuadro 6.4. Temperatura y tiempo requeridos para inactivación de patógenos

Microorganismo	Tiempo de exposición (minutos)					Observación
	50°C	55°C	60°C	65°C	70°C	
Salmonella	10.080		2.880			Real
Salmonella			30		4	Laboratorio
Poliovirus tipo 1			60			Real
Ascaris lumbricoides			240	60		Real
Huevos de *Ascaris*	60	7				Laboratorio
Mycobacteria tuberculosis				20.160	20	Real
Escherichia coli			60		5	Laboratorio
Coliformes fecales					60	Laboratorio
Entamoeba histolytica	5					Laboratorio
Necator americanus	50					Laboratorio
Virus					25	Laboratorio
Shigella	60					Laboratorio

Fuente: Adaptado de WPCF (1990), JICA (1995), UEL (1999)

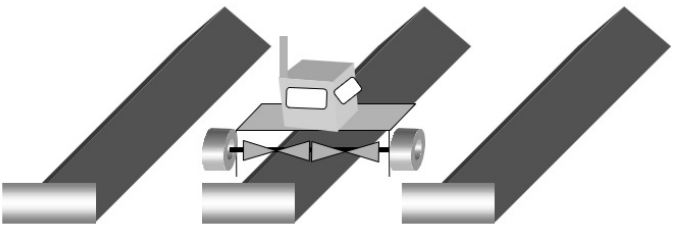
f) ***pH.*** Este parámetro es condición básica para el desarrollo adecuado de la actividad microbiana, la cual se comporta mejor en ambientes con pH en el rango de **6,5 a 9,0**. El inicio del proceso de compostaje puede ser acompañado por una reducción de pH, debido a la producción de ácidos orgánicos, pero que es corregida tan pronto el proceso entre en la fase termófila. Por lo tanto, si la relación C/N de la mezcla fuese la adecuada, el pH no será, generalmente, un factor crítico del proceso (Fernandes, 2000).

6.4.2.3. Métodos de compostaje

El proceso de compostaje puede ser ejecutado de tres maneras principales:

a) ***Hileras Revueltas (Windrow)***. En este proceso (Figura 6.6), la mezcla es colocada en largas hileras, con 1,0 m a 1,8 m de altura, por 2,0 m a 5,0 m de ancho, mecánicamente revueltas y mezcladas,

a intervalos regulares, por al menos 15 días (USEPA, 1994), o hasta que el proceso se haya completado. En este período, la temperatura debe mantenerse a un mínimo de 55°C, lo que es difícil de lograr en climas más fríos. El proceso completo (incluyendo el período de cura) demanda normalmente un tiempo de entre 50 y 90 días para quedar estabilizado. Las hileras son generalmente colocadas al aire libre, excepto en áreas con gran precipitación pluviométrica. La aireación se presenta de manera natural, a través de la difusión del aire en la mezcla y a través del volteo periódico de las hileras. La necesidad de área para esta alternativa es la mayor de todas ellas, y es del orden de 0,40 ha por cada 1000 kg de sólidos secos sometidos al compostaje por día.



Hileras volteadas

Figura 6.6. Hileras volteadas

b) Hileras Estáticas Aireadas (Static pile) – La mezcla de material se dispone encima de una red tubular perforada, por donde el aire es soplado o aspirado mecánicamente (Figura 6.7). En la hilera no se realiza ningún tipo de volteo mecanizado. El aire, después de pasar por la hilera, debe ser confinado y tratado para evitar la diseminación de malos olores. Este tratamiento puede ser realizado por medio de filtros biológicos colocados en el propio terreno, compuestos por turba, o el mismo suelo, xaxim, el compost producido y estabilizado, y otros medios que posibiliten una filtración de dicho aire a través de un medio absorbente. La USEPA (1992) recomienda que la fase termófila sea mantenida por

al menos 3 días, con temperatura mínima de 55°C. Generalmente, el proceso se completa en un periodo que varía entre 30 y 60 días, con cerca de 14 a 21 días de aireación (WEF,1995). La necesidad de área para este método es del orden de 0,13 ha por cada 1000 kg de sólidos secos sometidos a compostaje por día.

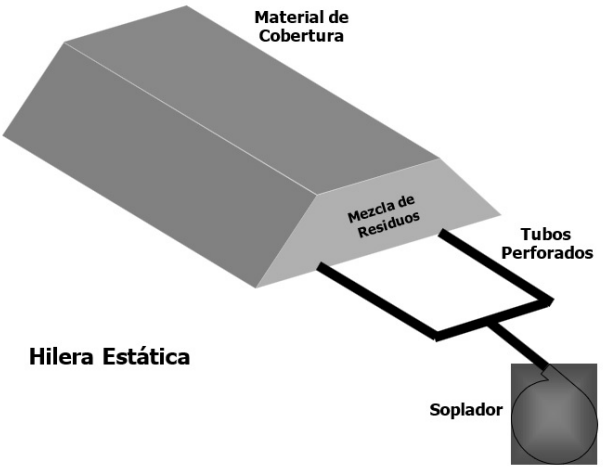


Figura 6.7. Hilera estática aireada

c) ***Reactores Biológicos (In-vessel).*** En este proceso, la mezcla es colocada en sistemas cerrados, que permiten el control de todas las variables del proceso y la minimización de la liberación de olores. Esta alternativa resulta en un menor tiempo de reacción y en un mejor producto con respecto a la reducción de patógenos. Dichos reactores pueden ser operados de manera continua o de forma intermitente, de acuerdo con el diseño establecido. Generalmente el proceso se completa en un tiempo que varía entre 28 y 35 días, con un tiempo mínimo de 14 días en el interior del reactor (WEF, 1995). La necesidad de área para este método es mucho menor que para los anteriores, y se encuentra por el orden de 0,06 ha por cada 1000 kg de sólidos secos sometidos a compostaje por día.

El Cuadro 6.5 presenta una comparación entre los métodos de compostaje.

Cuadro 6.5. Comparación entre los métodos de compostaje

Método de compostaje	Ventajas	Desventajas
Hileras revueltas	Bajo costo de Inversión	Requiere de grandes áreas
	Bajo costo de O & M	Posibles problemas de olores
		Dificultad para alcanzar la temperatura necesaria
		Potencial problema de mezcla
		Gran período de compostaje
Hileras estáticas	Mejor control de olores	Inversiones para el sistema de aireación
	Mejores condiciones para mantener la temperatura	Costos moderados de O & M
	Menor tiempo de reacción	
Reactores biológicos	Requiere área de instalación pequeña	Mayor costo de inversión inicial y de O & M
	Alto grado de control del proceso	Económicamente aplicable solo para gran escala
	Facilidad para controlar temperatura y olores	

Ejemplo 6.1

Dimensionar un sistema de compostaje por hileras revueltas (o también llamado "hileras volteadas") para el lodo producido en el Ejemplo 2.1, deshidratado en lechos de secado y utilizando podas de árboles como agente estructurante.

Solución:

a) Características del lodo producido en el Ejemplo 2.1

- *Producción de lodo = 4 m^3 por día = 4,2 ton/día*
- *Concentración de Sólidos = 60% (lodo deshidratado en lechos de secado)*
- *Contenido de Nitrógeno = 2,5 % (asumido - Cuadro 6.3)*
- *Contenido de Carbono = 25 % (asumido - Cuadro 6.3)*

b) Características del agente estructurante (Cuadro 6.3)

- *Concentración de Sólidos = 70%*
- *Contenido de Nitrógeno = 1%*
- *Contenido de Carbono = 50%*

c) Definición de las cantidades de material para formación de las hileras

- *Relación C/N*

La relación C/N debe ser ajustada para el rango entre 26 y 31. Una mezcla de lodo y podas de árboles, en partes iguales, con las características definidas en el ejemplo, da como resultado:

Relación C/N de la mezcla = (25% + 50%) / (2,5% + 1%) = 21,4%

Esta relación es muy baja para procesos de compostaje. Por ello, es necesario elevarla con cantidades diferentes de los insumos. Ajustando la relación C/N de la mezcla para un valor de 30, y adoptando una relación de "1" parte de lodo para "Y" partes de material de poda, se tiene:

30% = (25% + 50% x Y) / (2,5% + 1% x Y)
Y = 2,5

Esto significa que se debe mezclar 1 parte de lodo en peso para cada 2,5 partes de residuos de poda.

De ésta manera, para 4,2 ton/d de lodo, se requiere de 10,5 ton/día de podas de árboles.

Se debe tener cuidado al evaluar a disponibilidad de este material, pues como la producción de lodo es continua, la cantidad de podas también deberá estar disponible de manera continua. También se debe tener cuidado con que la masa de material que deberá ser dispuesto está siendo casi triplicada.

- *Humedad*

La humedad debe ser establecida en un rango de valores que oscile entre 50 y 60%. De manera análoga al cálculo de la relación C/N, y tomando como base los valores previamente calculados para la mezcla de los materiales, se tiene:

Humedad de la Mezcla = (Humedad del lodo x 1 + Humedad de Poda x 2,5) / (1 + 2,5)
Humedad de la Mezcla = (40% x 1 + 30% x 2,5) / 3,5
Humedad de la Mezcla = 32,8 %

La humedad estimada para la mezcla está muy baja al ser comparada con los valores recomendados. En esta situación, se tiene tres alternativas:

- *Utilizar un lodo más húmedo, retirado del lecho de secado antes del secado completo.*
- *Usar un agente estructurante más húmedo.*
- *Adicionar agua a la mezcla.*

En la primera alternativa (remover el lodo más húmedo), se debe calcular con qué humedad debe salir el lodo del lecho. Asumiendo que "Y" sería la humedad del lodo, se tiene:

50% = (1 x Y + 30% x 2,5) / 3,5
Y = 100 % (lo que significa que debería ser usado el lodo líquido y no deshidratado)

En la segunda alternativa (usar un agente estructurante más húmedo), asumiendo que "Y" sería la humedad deseada del agente estructurante, se tiene que:

50% = (40% x 1 + 2,5 x Y) / 3,5
Y = 54 %

En la tercera alternativa (humedecer la mezcla) sería necesario el siguiente volumen de agua:

Humedad de la Mezcla original = 32,8% (o 67,2 % de sólidos = 672 kg de sólidos/m^3)
Humedad de la Mezcla después de humedecerla = 50% (o 500 kg de sólidos/ m^3)
Masa total de material = 4,2 toneladas de lodo + 10,5 toneladas de poda = 14,7 ton./día
Volumen de agua existente = (14.700 kg de mezcla) / (672 kg/ m^3) = 21,875 m^3

Asumiendo "Y" como el volumen de agua a ser adicionado, se tiene:
500 = 14700 / (21,875 + Y)
Y = 7,525 m^3 (o sea, cerca de 1 camión con capacidad de 8 m^3 por día)

d) Definición de las hileras

Masa para compostaje diaria = 14,7 ton./d
Admitiéndose 30% de espacios vacíos y un peso específico de 1,1 para la mezcla, se tiene:

Volumen de material = 14,7 x 1,3 / 1,1 = 17,372 m^3/d

Asumiendo una hilera triangular con 1,5 m de altura y 3,0 m de ancho, se tiene:

Longitud de la hilera = (17,372 m^3 /d) / [(3,0 m x 1,5 m)/2] = 7,7 m

Será formada 1(una) hilera de 7,7 x 3 x 1,5 m por día.

e) Definición del área

Asumiendo 4,0 m de circulación lateral entre cada hilera, se tiene:
Área ocupada por la hilera = (7,7 m + 2,0 m) x (3,0 m + 2,0 m) = 48,5 m^2

Como el proceso tarda cerca de 15 días, se necesita de espacio para 15 hileras en proceso de compostaje.
Área de Compostaje = 15 x 48,5 m^2 = 727 m^2

Se requiere adicionalmente de un área de almacenamiento del compost para el período de cura. Asumiendo un tiempo de cura de 40 días, se tiene:
Área de Cura = 40 x 48,5 m^2 = 1940 m^2

Asumiendo 50 % del área para bodega, escritorio, tránsito y cargado de camiones, y otros fones, se tiene:
Área Total = (1.940 m^2 + 727 m^2) x 1,5 = 4.000 m^2

Como la población de diseño del Ejemplo 2.1 es de 100.000 habitantes, se tiene que el área ocupada por el compostaje, en este caso, es de 0,04 m^2/hab.

6.4.2.4. Problemas operacionales más comunes

El Cuadro 6.6 presenta soluciones a algunos de los problemas operacionales más frecuentes encontrados en sistemas de compostaje de lodos.

Cuadro 6.6 - Dificultades operacionales

Método	Problema	Causa	Solución
Hilera estática con aireación forzada	La hilera no alcanzó 50 a 60°C en los primeros días de operación	Mezcla deficiente entre el lodo y el agente estructurante	Verifique el oxígeno. Si estuviese por encima del 15%, reduzca la aireación.
		La hilera está muy húmeda	Aumente la aireación para reducir la humedad y acompañe el proceso. Tan pronto se encuentre entre 50 y 60%, reduzca la aireación.
		Mucha aireación	Reduzca la aireación. Si la temperatura no llegase a subir después de 2 o 3 días, la hilera debe ser mezclada de nuevo.
	La temperatura no se mantiene entre 50 y 60°C por más de 2 días	Mezcla deficiente entre el lodo y el agente estructurante	Ajuste el oxígeno manteniendo entre 5 y 15%.
		La hilera está muy húmeda	Aumente la aireación para reducir la humedad y acompañe el proceso. Tan pronto esté entre 50 y 60% reduzca la aireación.
		Mucha aireación	Reduzca la aireación. Si la temperatura no sube después de 2 o 3 días, la hilera debe ser mezclada de nuevo.
	Olor en la hilera	Bajo volumen de aire aplicado	Verifique el funcionamiento del soplador. Verifique si los tubos están tapados.
		Mezcla inadecuada del lodo con el agente estructurante	Aumente el volumen de aire aplicado para reducir la condición de anaerobiosis.
		Distribución de aire no uniforme	Verifique si existe agua en la tubería de aire o si los tubos están tapados. Evalúe el diseño del sistema de distribución.

Método	Problema	Causa	Solución
Hilera revuelta (volteada)	La hilera no alcanzó 50 a 60°C en los primeros días de operación	Mezcla deficiente entre el lodo y el agente estructurante	Disminuya el tiempo de ciclo entre las mezclas.
		La hilera está muy húmeda	Proteja la hilera contra la intemperie y disminuya el tiempo de ciclo entre las mezclas.
		Exceso de mezcla	Aumente el tiempo de ciclo entre las mezclas.
	La temperatura no se mantiene entre 50 y 60°C por más de 2 días	Mezcla deficiente entre el lodo y el agente estructurante	Disminuya el tiempo de ciclo entre las mezclas.
		La hilera está muy húmeda	Proteja la hilera contra la intemperie y disminuya el tiempo de ciclo entre las mezclas.
		Exceso de mezcla	Aumente el tiempo de ciclo entre las mezclas.
	Olor en la hilera	Poca mezcla	Disminuya el tiempo de ciclo entre las mezclas.
		Mezcla inadecuada del lodo con el agente estructurante	Disminuya el tiempo de ciclo entre las mezclas.

6.4.3. Digestión aerobia autotérmica

6.43.1. Conceptos generales

El proceso de digestión aerobia autotérmica sigue los mismos principios del sistema convencional de digestión aerobia, con la diferencia de operar en fase termófila, debido a algunas alteraciones en la concepción y en la operación del sistema.

En este proceso, el lodo es generalmente pre-adensado y opera con dos etapas aerobias, sin la necesidad de introducción de energía para

elevación de la temperatura. Como el volumen de reacción es menor, el sistema es cerrado y la concentración de sólidos en el lodo es más alta, el calor liberado de las reacciones aerobias calienta el lodo, llevándolo a temperaturas superiores a 50°C en la primera etapa y 60°C en la segunda. La producción típica de calor es del orden de 14.000 kJ/kg O_2 y la demanda de oxígeno alcanza los **1,42 kg de O_2 por kg de SSV oxidado.**

Debido al aumento de la temperatura, este proceso puede alcanzar 60% de remoción de SSV en un tiempo relativamente corto. Los microorganismos patógenos son seguramente reducidos a valores inferiores a los límites de detección si el lodo se mantiene a una temperatura entre 55 y 60°C durante 10 días (USEPA, 1994). Sin embargo, unidades de tratamiento en Alemania son diseñadas para tiempos de 5 a 6 días, en serie (2,5 a 3 días para cada reactor), alcanzando los mismos resultados en términos de reducción de patógenos (USEPA, 1990).

6.4.3.2. Régimen operacional

El sistema opera con los reactores en régimen semi continuo diario, respetando el tiempo de retención definido en el diseño. Este régimen operacional es considerado un importante factor para asegurar una efectiva destrucción de los microorganismos patógenos.

Las maniobras operacionales son ejecutadas solamente una vez al día y siguen el siguiente procedimiento:

- La aireación y la mezcla son desconectadas de los dos reactores;
- Parte del lodo del reactor 2 es descargado hacia el tanque de almacenamiento, liberando espacio en el reactor;
- Parte del lodo del reactor 1 es transferido hacia el reactor 2;
- Lodo crudo fresco es bombeado hacia el reactor 1;
- Se reinicia la aireación y la mezcla.

Toda esta operación se ejecuta en cerca de 30 minutos, resultando así en un período medio de reacción de 23,5 horas.

6.4.3.3. Consideraciones de diseño

La eficiencia de mezcla y aireación son los dos más importantes factores para el éxito operacional del sistema, principalmente por las dificultades existentes de transferir oxígeno para lodos con concentración de sólidos tan altas (4 a 6% de sólidos totales). Así, la localización de los aireadores, la geometría de los reactores y las condiciones de turbulencia son aspectos importantes a ser analizados durante el diseño. Los rangos de valores típicos de diseño para el sistema de digestión aerobia autotérmica se muestran a continuación en el Cuadro 6.7.

Cuadro 6.7. Parámetros de diseño para sistemas de digestión aerobia autotérmica

Parámetro	Característica
Reactor	Cilíndrico con relación altura/diámetro = 0,5 a 1,0
	Al usar aire difuso aumentar a altura/diámetro = 2 a 5
Alimentación	4 a 6 % de Sólidos Totales (SSV > 2,5%)
Tiempo de retención	5 a 10 días
Temperatura	Reactor 1: 35 a 50°C
	Reactor 2: 50 a 65°C
Demanda de aire	4 m^3/hora por m^3 de volumen activo de reactor
Densidad de mezcla	85 a 105 W/m^3 de volumen activo de reactor
Necesidad energética	9 a 15 kWh por m^3 de lodo
Recuperación energética	20 a 30 kWh por m^3 de lodo

Los valores de transferencia de oxígeno usando aireadores mecánicos para lodos con concentración del orden del 5% de sólidos totales en este proceso son del orden de **1,8 kg O_2 /kWh** (en condiciones estándar).

Es necesaria la instalación de un sistema de control de nata en los reactores, previendo una altura de 0,5 a 1,0 metros para acomodarla. Un sistema simple se logra a través de una hélice mecánica instalada en el interior del reactor, que quiebra la nata en un determinado nivel de altura, tal como se ejemplifica en la Figura 6.8.

El reactor necesita ser protegido contra la pérdida de calor, con una capa de aislamiento del orden de 10 cm.

El tanque de almacenamiento es normalmente descubierto y equipado con mezclador. Cuando el lodo está adecuadamente estabilizado se han reportado pocos problemas con olor y reinfestación de patógenos.

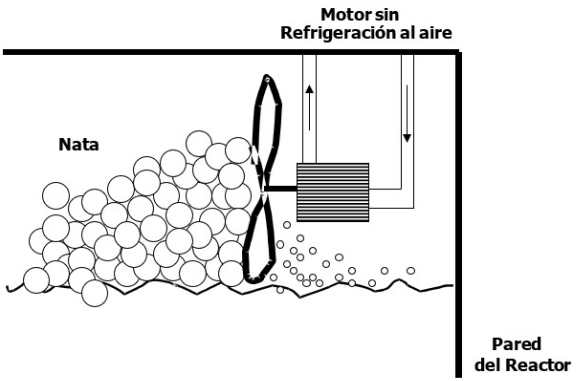


Figura 6.8 – Controlador de nata

6.4.4. Encalado o estabilización alcalina

6.4.4.1. Preliminares

La estabilización alcalina es utilizada para tratar lodos primarios, secundarios o digeridos, bien sea que se encuentren líquidos o sólidos. El proceso ocurre cuando se adiciona suficiente cantidad de cal al lodo para aumentar el pH hasta 12, resultando en una reducción de la población de microorganismos y de la potencial ocurrencia de olores.

6.4.4.2. Lodos en la fase líquida

La cal virgen (CaO) y la cal hidratada ($Ca(OH)_2$) son los productos más utilizados. Sin embargo, la cal virgen no se mezcla muy bien con el lodo líquido, requiriendo que se realice su apagado antes de la aplicación. La cal hidratada es más frecuentemente aplicada en el lodo líquido como "leche de cal (o lechada de cal)", lo que facilita su mezcla, posibilitando que los sólidos del lodo y la cal permanezcan en suspensión en el tanque de contacto.

El tiempo de contacto en el tanque de mezcla es de cerca de 30 minutos, donde después de dicho período el lodo debe ser destinado para deshidratación o para aplicación inmediata en el suelo. En los casos de lodos no digeridos, y como la materia orgánica no es afectada en este proceso, antes de entrar el lodo debe ser dispuesto nuevamente a degradación, bajo el riesgo de haber emisión de fuertes olores y recrecimiento de bacterias patógenas. La Figura 6.9 muestra un flujograma típico del proceso de higienización de lodos, en la fase líquida, con cal.

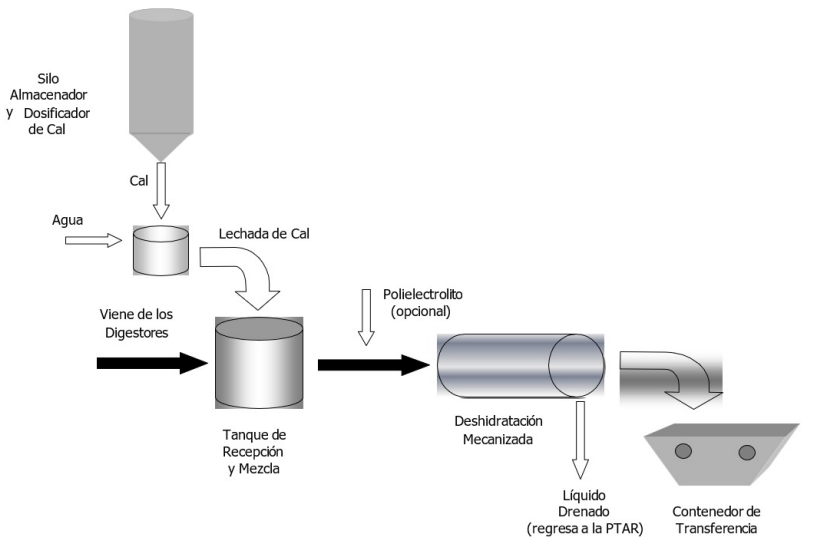


Figura 6.9 – Sistema de higienización de lodos (líquido) con cal

Las dosis necesarias de cal para alcanzar un pH del orden de 12 en el lodo dependen de una serie de condiciones, tales como el nivel de sólidos, el tipo de lodo, las condiciones de tamponamiento y otros. De manera general, el Cuadro 6.8 sugiere algunos valores para iniciar la dosificación y evaluar posteriormente si la mezcla alcanzó el valor deseado (adaptado de Malina, 1993).

Cuadro 6.8. Cantidad de cal requerida (pH = 12)

Tipo de lodo	kg $Ca(OH)_2$ por ton de sólidos secos	pH final
Lodo primario	54 - 154 *(110)*	12,7
Lodo activado	190 - 350 *(270)*	12,6
Lodo anaerobio	125 - 225 *(170)*	12,4

El lodo líquido, tratado con cal, es fácilmente deshidratado por medio mecanizado, adecuándolo para la disposición final.

6.4.4.3. Lodos en la fase sólida

La cal virgen (CaO) es el producto más indicado para ser aplicado en lodos que ya se encuentren en la fase sólida, por su capacidad de reaccionar con la humedad y liberar calor. Varios estudios muestran (OORSCHOT et al., 2000; Andreoli et al., 1999; EPA, 1992, 1994) que las dosis de CaO entre **30% y 50% de la masa seca** de lodo son capaces de alcanzar las características necesarias para la producción de biosólido con concentración de microorganismos patógenos por debajo de los límites de detección. La cal hidratada también puede ser utilizada, aunque no se obtenga un aumento significativo de la temperatura al aplicar este producto en el lodo, requiriendo, por lo tanto, mayor tiempo de mantenimiento de las condiciones alcalinizantes. La Figura 6.10 presenta el flujograma típico de un sistema de higienización de lodos, en la fase sólida, con cal.

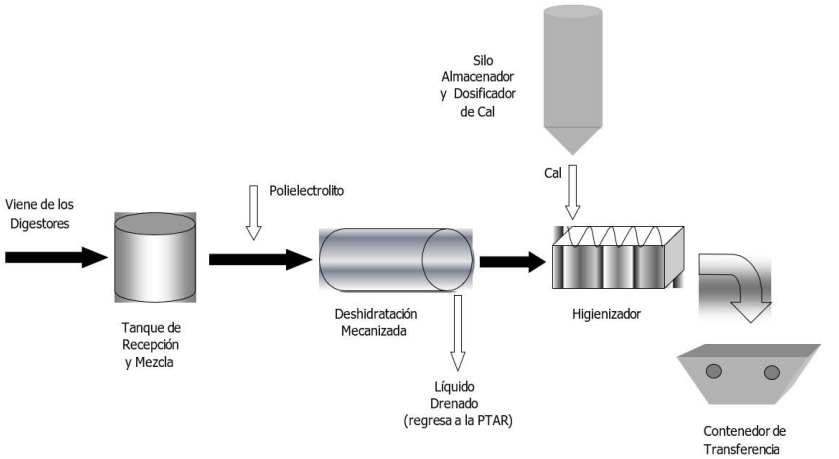


Figura 6.10. Sistema de higienización de lodo (sólido) con cal

6.4.4.4. Problemas y ventajas del proceso

Existen algunos problemas en esta alternativa de proceso. Es conocida la liberación de fuertes olores del lodo, causada por la volatilización ("stripping") del amoníaco como resultado de la elevación del pH. Esto es más sentido en lodos digeridos por vía anaerobia, debido a la alta concentración de amoníaco generado en dicho proceso. Pese a que el amoníaco también sea un factor que ayuda a la desinfección (SANEPAR, 1999), la permanencia de esos olores en el ambiente causa problemas a la salud de los trabajadores. Para atenuar este problema es necesario prever un sistema de confinamiento e inactivación de olores, a través, por ejemplo, de sellado de las unidades y de torres de lavado de gases ("scrubbers").

El segundo problema está relacionado con el aumento de sólidos para disposición. Si por un lado, la mayoría de los suelos brasileros requiere una corrección de pH, por otro, la aplicación de cal incorpora una mayor cantidad de sólidos para transporte y disposición, que puede generar algún inconveniente.

Sin embargo, la tecnología es muy sencilla y fácil de ser utilizada, no requiere de grandes inversiones o equipos muy sofisticados. Es una alternativa muy viable para pequeñas cantidades de lodo o en casos de emergencia. Para otras situaciones se requiere evaluar cuidadosamente su viabilidad económica.

En Brasil ya existen experiencias en gran escala, ejemplos de ello son los presentados por compañías de saneamiento como SANEPAR (PTAR Belém), CAESB (PTAR Brasilia Sur) y SABESP (PTAR Lavapés), que poseen instalaciones industriales de higienización de lodos utilizando dicha tecnología.

6.4.4.5. Consideraciones de operación y diseño para estabilización alcalina de lodos deshidratados

La adecuada mezcla da cal con el lodo es condición básica para obtener una adecuada higienización. Además de ello, los lodos con poca humedad resultan en una pequeña variación de temperatura al ser mezclados con la cal virgen, motivo por el cual se pierde este factor complementario del proceso. De esa manera, se recomienda que la aplicación de la cal se realice cuando la humedad del lodo se encuentre mínimo entre el 60 y 75%, de tal forma que permita tanto una mezcla adecuada, como la reacción exotérmica de la cal virgen con la humedad remanente del lodo (SANEPAR, 1999).

La mezcla del lodo con la cal puede realizarse de manera simplificada y de manera discontinua (manual, o con trompo mezclador de concreto) o de manera continua con equipos industriales.

- ***Sistemas Simplificados***. La mezcla manual se realiza con pala y azadón, adicionando la cal en la superficie del lodo, incluso dentro del lecho de secado, mezclando los dos componentes y formando una hilera. La temperatura debe ser monitoreada y cada vez que disminuya, se debe mezclar nuevamente la hilera (SANEPAR, 1999). Esta alternativa tiende a ser poco eficiente, debido a las dificultades de mezcla y homogenización para una eficiente higienización del

lodo. Una alternativa es la utilización de trompos mezcladoras de concreto, comúnmente utilizados en la construcción civil. La mezcladora debe ser cargada con la proporción adecuada de lodo-cal, ocupando cerca de 40% del volumen útil del equipo. La mezcla se realiza por cerca de 3 minutos y se descarga para maduración (SANEPAR, 1999). La Figura 6.11 ilustra el encalado de lodo en el lecho y por medio de trompo mezclador.

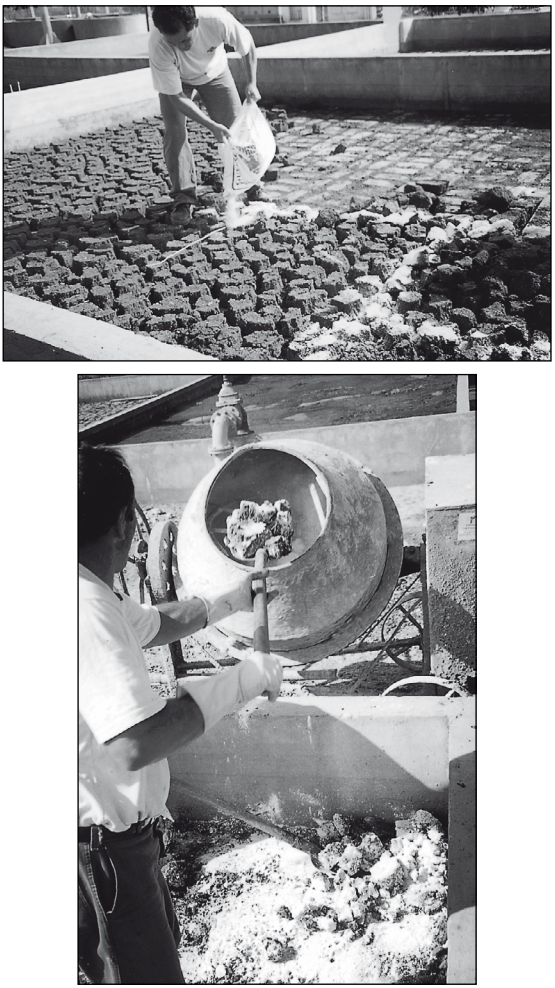


Fig. 6.11. Encalado del lodo (a) en el lecho y (b) en trompo mezclador

- ***Sistemas Industriales.*** Diversos equipos industriales para mezcla de cal con el lodo ya son producidos por empresas distribuidoras de equipos del sector. Su gran ventaja es que operan de manera continua, con reguladores de dosis de cal y con mezcladores capaces de desarrollar una eficiente homogenización de los dos componentes. Otros equipos más artesanales, semejantes a extrusoras de la industria de cerámica, también se han desarrollado en Brasil, en el estado de Paraná; sin embargo, aún se encuentran en fase de ensayos y de investigación.

Después de ser mezclado, el lodo debe permanecer en un lugar cubierto, por un período de 60 a 90 días, para que se complete la higienización. Este cuidado tiene la función de reducir la pérdida de calor y evitar el contacto con las lluvias. En este período, el pH debe ser mantenido en valores cercanos a 12 para garantizar las condiciones inhóspitas para el recrecimiento de microorganismos patógenos.

Si los lodos no estuvieran previamente bien estabilizados existe la posibilidad de formación de olores extremadamente agresivos durante el período de almacenamiento. De esta manera, los lodos que no estén adecuadamente estabilizados (reducción de sólidos volátiles en al menos 38 %) necesitan ser mejor procesados, antes de la aplicación de cal.

Ejemplo 6.2

Estimar la cantidad de cal y lodo encalado producido a ser dispuesto, para una planta de tratamiento de aguas residuales, definida en el Ejemplo 2.1.

Datos:

- *Producción volumétrica de lodo = 40 m^3 por día*
- *Producción másica de lodo = 1500 kg SS/d*

Solución:

a) Deshidratación

La deshidratación previa de lodos para la unidad de encalado debe ser ajustada para un rango de 25 – 40 % de sólidos. Por lo tanto, si se fuera a utilizar lechos de secado, es importante remover el lodo antes de que la humedad llegue al 60%. De esta manera, asumiendo la deshidratación del lodo por centrífugas (torta con 25 % de sólidos y captura de sólidos de 98%), se tiene:

Masa de lodo = 1500 x 0,98 = 1470 kg SS/d
Masa de torta (25 % SS) = (1470 kg SS/d) / (0,25) = 5880 kg torta /d

b) Cantidad de cal

Asumiendo una dosis de 30% de cal en masa seca, se tiene:
Cantidad de cal = 1470 kg SS/d x 0,3 = 441 kg/d de CaO

c) Cantidad de lodo para disposición

Cantidad de lodo para disposición = 5880 kg/d torta + 441 kg/d CaO = 6321 kg/d de lodo

6.4.4.6. Problemas más comunes en el proceso

El Cuadro 6.9 presenta los problemas, causas y soluciones más comunes enfrentados en el proceso de higienización alcalina.

Cuadro 6.9 - Problemas más comunes del proceso de estabilización alcalina

Problema	Causas	Solución
La cal virgen está perdiendo su capacidad de reacción térmica	Absorción de la humedad del aire en el almacenamiento, transporte o transferencia	Mantenga el silo de almacenamiento cerrado, mantenga cuidados en el transporte y transferencia
El mezclador del higienizador está trabando	La alimentación de lodo y/o cal es excesiva	Regular la dosis
El lodo no alcanza la temperatura deseada	La humedad del lodo puede estar fuera del rango óptimo	Ajuste la humedad del lodo
	La cal virgen está poco reactiva	Verifique la capacidad de reacción térmica de la cal
	La mezcla no es adecuada	Verifique el mezclador del higienizador
El lodo mantiene olor después de ser higienizado	La dosis de cal fue baja	Verifique el controlador de pH y ajuste la dosis

6.4.4.7. Otras tecnologías utilizando agentes alcalinizantes

Recientemente, un número avanzado de tecnologías que utilizan los mismos principios de la alternativa de encalado están siendo ofrecidas en el mercado. Algunas de ellas usan otros aditivos en sustitución parcial o total de la cal, y alcanzan el mismo nivel de remoción de microorganismos patógenos. Entre ellas se pueden citar:

- *RDP Envessel* – En ella, el lodo deshidratado es calentado antes de la adición de la cal en un equipo patentado, que homogeniza y

calienta la mezcla, alcanzando temperaturas de hasta 70°C. El lodo es entonces descargado en hileras y mantenido por un período no inferior a 15 días.

- *N-Viro* – En esta tecnología el lodo deshidratado es mezclado con cal virgen, "kiln-dust" (residuo de la industria de cemento) y otro producto inerte, produciendo un biosólido con mínimo potencial de olor, de mejor granulometría para manejo y aplicación en el suelo, además de ser seguro en términos de patogenicidad.

6.4.5. Pasteurización

La pasteurización involucra el calentamiento del lodo a 70°C por 30 minutos, seguido de una rápida refrigeración a 4°C.

El lodo puede ser calentado por intercambiadores de calor o por inyección de vapor calentado. Este proceso no es muy utilizado en los EUA; sin embargo existe un buen número de unidades en Europa. El proceso de inyección de vapor es más utilizado y el lodo es pasteurizado de manera discontinua para disminuir los riesgos de re-contaminación.

Actualmente, la pasteurización como etapa final está siendo paulatinamente descontinuada, optando por la pre-pasteurización seguida de digestión mesofílica, debido a algunos problemas de recrecimiento de Salmonella (EPA, 1993).

Algunos estudios efectuados a nivel de laboratorio por Passamani y Gonçalves (2000), en la Universidade Federal de Espírito Santo, mostraron que este proceso es capaz de reducir en un 100% la viabilidad de los huevos de helmintos y coliformes fecales, en lodos provenientes de un reactor UASB, independientemente de la concentración de sólidos. Sin embargo, fue reportada la emisión de compuestos odorizantes después del tratamiento térmico.

6.4.6. Secado térmico

La aplicación de calor para el secado e higienización del lodo ha sido practicada por diversos países desde hace muchos años. Las tecnologías más antiguas, pese a ser efectivas, carecían de un mejor balance energético. Actualmente, el desarrollo de equipos de secado más eficientes, añadido a las presiones ambientales para la disposición segura de los biosólidos, trajeron nuevamente esta tecnología a la discusión.

El tratamiento térmico consiste en pasar el lodo por una fuente de calor, de tal modo que provoque la evaporación de la humedad existente en el lodo y como consecuencia logre la inactivación térmica de los microorganismos. Para ser económicamente viable, el lodo necesita ser previamente digerido y deshidratado hasta una concentración de sólidos del orden de 20 a 35%, antes de ser tratado térmicamente. El lodo seco tiene un aspecto granular, presentando niveles de sólidos entre el 90 y el 95%.

En condiciones ideales, 1 kg de agua necesita de 2595 kJ (0,72 kW) para ser evaporada, los cuales pueden ser suministrados por cualquier fuente de energía, inclusive el biogás. El poder calorífico del biogás es de 22 MJ/litro y los quemadores poseen eficiencia de cerca del 70%. De esta manera, en condiciones ideales, **para evaporar 1 kg de agua se requiere de 0,17 litros de biogás.**

Además de dicha energía, es necesario también prever las pérdidas energéticas del sistema (a través de las paredes, del aire y otras) y la energía necesaria para elevar la temperatura del lodo a valores un poco por encima de los 100°C, donde se inicia el proceso de evaporación.

Los sistemas de secado térmico son clasificados en dos grandes tipos:

- *Secadores de contacto directo* – donde el aire caliente entra en contacto directo con el lodo, arrastrando la humedad, los gases y el polvo.
- *Secadores de contacto indirecto* – donde el calor es transmitido a través de placas de intercambio térmico.

En los dos sistemas es necesario prever equipos de confinamiento y tratamiento de los vapores y polvo liberados de los secadores, de tal modo que se evite la emisión de olores y partículas hacia la atmósfera.

6.4.7. Otros procesos de higienización

Otros procesos, tales como la *incineración* y la *oxidación húmeda*, son operacionalmente más complejos y requieren mayores inversiones para su implementación. Pese a que sean bastante usadas en Europa, Japón y EUA, dichas alternativas solamente deberán ser usadas en América del Sur cuando:

- El lodo no puede ser reciclado en la agricultura debido a la gran concentración de metales pesados o productos químicos orgánicos;
- Existe gran oposición legal, técnica y/o comunitaria al uso de otras formas de disposición en el suelo, que por lo tanto requieren una drástica reducción de volumen.

Los productos finales de esos procesos son inertes y estériles y pueden ser utilizados como agregado de concreto, rellenos y otros.

6.4.8. Comparación entre los procesos

Los Cuadros 6.10 y 6.11 presentan la comparación entre las características de cada proceso discutido en este capítulo.

Cuadro 6.10. Comparación entre las tecnologías de higienización - Implementación

Proceso	Área	Personal especializado	Energía externa	Productos químicos	Biomasa externa	Costo de construcción	Costo de O&M
Compostaje (hileras)	+++	+	+/++	+	+++	+	+
Compostaje (reactor)	++	++	++	+	+++	++	++
Digestión aerobia autotérmica	++	++	++	+	+	++	++
Pasteurización	++	++	+++	+	+	++	++
Encalado	++	+/++	+	+++	+	+	++
Secado térmico	+	+++	+++	+	+	+++	+++
Incineración	+	+++	+++	+	+	+++	+++

+++: Significativa importancia ++: Moderada importancia

+: Poca importancia o inexistente

Cuadro 6.11. Comparación entre las tecnologías de higienización - Operación

Proceso	Efecto contra los patógenos			Estabilidad del producto	Reducción de volumen	Potencial de olor	Observaciones
	Bacterias	Virus	Huevos				
Compostaje (hileras)	+++/++	++/+	+++/++	+++	!	+++	Efecto depende de la mezcla
Compostaje (reactor)	+++	+++/++	+++	+++	!	++	Efecto depende de la mezcla
Digestión aerobia autotérmica	+++/++	+++/++	+++	++	++	++	Efecto depende del régimen operacional
Pasteurización	+++	+++	+++	++	+	++	Debe ser previamente estabilizado
Encalado	+++/++	+++	+++/++	++/+	!	+++/++	Efecto depende del mantenimiento del pH
Secado térmico	+++	+++	+++	+++	+++	+	Estabilización e inactivación total
Incineración	+++	+++	+++	+++	+++	+	Estabilización e inactivación total

+++: Significativa importancia ++: Moderada importancia

+: Poca importancia o inexistente

↑: Aumento de volumen

6.5. OPERACIÓN Y CONTROL

6.5.1. Controles operacionales

El objetivo de monitorear los sistemas de higienización es garantizar que el producto final esté de acuerdo con los requisitos de calidad microbiológica previstos. O sea, que las concentraciones de microorganismos patógenos e indicadores (*Salmonella* o coliformes fecales, huevos de helmintos viables y enterovirus) se encuentren por debajo de los límites de detección. Se debe entender que no es suficiente con hacer muestreos, lo importante es garantizar que el sistema de monitoreo sea capaz de asegurar que la utilización de los biosólidos no pueda causar riesgos a la salud de la población e impactos negativos al medio ambiente.

Se debe recolectar informaciones suficientes durante el procesamiento del lodo para que se pueda tener una razonable certeza de que el sistema opera como se ha recomendado. Cómo se recolectará la información y con qué frecuencia dependen del tipo de proceso utilizado.

Por ejemplo, si se considera el proceso de compostaje en hileras aireadas estáticas, donde la USEPA recomienda mantener la temperatura del lodo en un mínimo de 55°C por más de 3 días. Los operadores del sistema deben asegurarse, a través de mediciones continuas o intercaladas en el tiempo, que este parámetro fue adecuadamente mantenido en dicho nivel, durante el proceso de higienización y que tales mediciones representan efectivamente la condición operacional de aquella hilera.

Frecuentemente, el proceso no se comporta tal como se había previsto. En esos casos, el operador debe registrar la situación, para que en la evaluación microbiológica del producto final, la hilera en mención sea evaluada con más cuidado, antes de su liberación para disposición.

6.5.2. Requisitos para el lodo higienizado

El lodo para ser considerado como higienizado debe garantizar que las concentraciones de Salmonella, enterovirus y huevo viables de helmintos están debajo de los límites de detección de la metodología analítica actual.

En Brasil, la SANEPAR (1999) adoptó como indicadores de la sanidad del lodo la concentración de coliformes fecales y el conteo de huevos viables de helmintos, bajo la alegación de que, una vez reducidos los conteos de esos dos microorganismos a los niveles previstos por la legislación, los otros estarían también eliminados o en niveles admisibles. Esto es debido a la mayor resistencia de los huevos de helmintos a las condiciones ambientales adversas, lo que garantizaría la seguridad para la utilización no restringida del biosólido en el suelo. Este entendimiento ha sido seguido por la mayoría de las empresas del sector.

Es importante aclarar que el valor límite para la concentración de coliformes fecales representa la **media geométrica** de los valores encontrados en las muestras efectuadas en el período de monitoreo, definido en el Ítem 6.5.4, y no su media aritmética.

6.5.3. Evitando el recrecimiento

Los virus y los helmintos, después de ser inactivados, no son capaces de aparecer nuevamente en el lodo higienizado, salvo en los casos de recontaminación externa. Por otro lado, las bacterias patógenas pueden aparecer de nuevo en el lodo. Ello puede ocurrir por una serie de motivos:

- El lodo no está bien estabilizado;
- Las condiciones ambientales (pH y temperatura) que llevaron a la higienización ya fueron atenuadas;
- Contaminación cruzada entre el lodo en procesamiento y el producto final higienizado.

Para evitar esta situación es preciso mantener las condiciones que condujeron a la higienización hasta el momento del transporte y

disposición final, y evitar el contacto de material en proceso de higienización con material ya higienizado.

6.5.4. Procedimientos de muestreo

6.5.4.1. Necesidades y frecuencia

El monitoreo de las concentraciones de microorganismos patógenos presenta dos particulares problemas. El primero está relacionado con el tiempo de procesamiento de los análisis, que demandan cerca de 3 a 4 días (coliformes fecales) hasta 4 semanas (huevos viables de helmintos). El segundo problema está relacionado con la intrínseca variación de los resultados de los métodos analíticos, lo que no permite asumir que una simple medida asegure la calidad sanitaria del lodo.

Para atenuar esta situación, se recomienda un **período de monitoreo de 2 semanas, donde son tomadas cerca de 7 muestras en dicho período**. Esto significa que, como mínimo, durante 6 semanas, la calidad sanitaria del lodo no sea conocida, y que por lo tanto él no debería ser transportado para disposición final. Dicha situación genera la necesidad de proveer un área de almacenamiento en la planta de tratamiento, que permita acumular el lodo antes de su liberación.

La frecuencia mínima de monitoreo para biosólidos que serán aplicados en el suelo es sugerida de acuerdo al Cuadro 6.12. Sin embargo, dependiendo de cada localidad y situación, principalmente en comunidades con histórico de enfermedades de vehiculación hídrica, dicha frecuencia debe ser reducida para garantizar la seguridad sanitaria del producto final.

Cuadro 6.12. Frecuencia de monitoreo

Producción anual (ton/año)	Frecuencia
Hasta 290	Anual
De 290 a 1.500	Trimestral
De 1.500 a 15.000	Bimensual
Por encima de 15.000	Mensual

Fuente: 503 de USEPA.

Para el caso de frecuencias anuales, el operador debe escoger el período del año más crítico, o sea, aquel en que se espera el peor desempeño, de tal manera que se logre evitar conclusiones equivocadas.

6.5.4.2. Muestreo do lodo para análisis microbiológicos

Los lodos de aguas residuales contienen, presumiblemente, microorganismos patógenos, y por lo tanto necesitan ser apropiadamente manipulados para garantizar condiciones de seguridad a los operadores y analistas. Tales profesionales necesitan tener entrenamiento adecuado en precauciones sanitarias y estar dotados de los equipos de seguridad, tales como guantes, lentes y otros que permitan manipular el material sin riesgos.

Todas las muestras para ensayos microbiológicos deben ser preservadas a una temperatura entre 4 y 10°C, nunca congeladas, y procesadas en hasta 24 horas. El hielo no puede estar en contacto directo con la muestra, debiendo colocar un cartón para separarlos.

Cuando se hagan ensayos para verificar si las condiciones del lodo atienden a los requisitos previstos para lodos higienizados, todo el material usado para muestreo, inclusive los recipientes de las muestras, debe ser debidamente esterilizado.

Las muestras deben ser representativas de la situación que se desea evaluar. Por ejemplo, los lodos espesos poseen generalmente un gradiente de concentración, necesitando por ello que las muestras sean colectadas y combinadas a partir de varios puntos del sistema, bien sea en el sentido vertical como en el horizontal. En muestras de lodo líquido de un tanque por medio de registro hidráulico, se debe permitir que escurran los primeros volúmenes, para remover el lodo que se encuentre atrapado en la tubería, para después efectuar el muestreo que represente el interior del tanque.

6.5.4.3. Cuidados previos y posteriores al muestreo para análisis microbiológico

Son esenciales algunos cuidados para garantizar la confiabilidad del muestreo, y por consiguiente la veracidad de los resultados y la preservación de la seguridad del laboratorio. Entre ellos se puede citar:

- *Antes del muestreo:*
  - Asegurarse que el laboratorio puede recibir las muestras para analizar dentro del período máximo de preservación;
  - Verificar si todos los equipos y materiales que serán utilizados están debidamente lavados y esterilizados (para lodos higienizados);
  - Verificar si todos los frascos están identificados;
  - Evaluar si el sistema se encuentra operando normalmente.

- *Después del muestreo y análisis:*
  - Asegurar que todos los frascos están cerrados y bien acondicionados;
  - Lavar todos los materiales utilizados en el muestreo antes de llevar para el laboratorio para que sea esterilizado;
  - Autoclavar el restante de las muestras que no fueron utilizadas, antes de ser descartadas.

6.5.4.4. Procedimientos analíticos

Los procedimientos analíticos para análisis microbiológico de lodos pueden ser encontrados en las publicaciones técnicas apropiadas, tales como el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (AWWA/APHA/WEF) o en publicaciones específicas.

Para los dos principales indicadores del proceso de higienización de lodos, los métodos más utilizados son:

- Coliformes fecales (coliformes termotolerantes)
  - Método de los tubos múltiples (AWWA, 1998)
  - Método de filtración en membranas (AWWA, 1998)
- Huevos de helmintos
  - Método de Yanko (SANEPAR, 1998)

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDREOLI, C.V.; LARA, A.I.; FERNANDES, F. (1999). *Reciclagem de Biossólidos – Transformando problemas em soluções*. Ed. Sanepar.

AWWA/APHA/WEF (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20th edition. Washington.

BLEY, C. (1998). Estabilização e higienização de biossólidos. In: *Anais do I Seminário sobre Gerenciamento de Biossólidos do Mercosul*. Curitiba-PR.

BRUCE, M. (1992). UK developments in sewage sludge processing. *Water and Environmental Management*, vol 6 no 3, pp.249-258.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (2006). Resolução No. 375, de 29 de agosto de 2006. *Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências.*

Du PREEZ, L.A., Van der MERWE, W. (2000). Biosolids management at 18 wastewater treatment plants in South Africa. *Water Science and Technology*, vol.42, no 9, pp. 7-12.

FERNANDES, F. (2000). Estabilização e higienização de biossólidos. In: *Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgotos*. Ed. Embrapa Meio Ambiente.

GROSS, T.S.C. (1993). Thermal drying of sludge. *Water and Environmental Management*, vol 7, no 3, pp. 255-261.

HALL, J.E. (1995) Sewage sludge production, Treatment and disposal in the European Union. *Water and Environmental Management*, vol 9, no 4, pp. 335-343.

HALL, J.E. (1998). Standardising and the management of biosolids – The international experience. In: *Anais do I Seminário sobre Gerenciamento de Biossólidos no Mercosul*, Curitiba-PR, pp 113-122.

IDE, C.N., De LUCA, S.J. (1990). Alternativas de estabilização e condicionamento de lodos de ETE's. In: *IV Simpósio Luso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental* – SILUBESA.

JICA (1993). *Textbook for the group training course in sewage works engineering* – Volume III.

LOWE, P. (1995). Development in the thermal drying of sewage sludge. *Water and Environmental Management*, vol 9, no 3, pp 306-316.

MALINA, J.F. (1993). Effectiveness of municipal sludge treatment processes in eliminating indicator organisms. In: *Joint Residuals Conference*, AWWA/ WEF. Phoenix-Arizona.

MALINA, J.F. (1993). Tratamento e destino final do lodo. In: *II Seminário de Transferência de Tecnologia*. ABES-Rio de Janeiro.

McCANN, B. (2000). Ground control. *Magazine of the International Water Association - Water 21*, August/2000, pp. 24-26

METCALF & EDDY (1991). *Wastewater engineering – Treatment, disposal and reuse*. 3rd Edition. Ed. McGraw-Hill, Inc.

OORSCHOT, R.VAN; WAAL, D.; SEMPLE, L. (2000). Options for beneficial reuse of biossolids in Victoria. *Water Science and Technology*, vol 41. No 8, pp. 115-122.

PASSAMANI, F.R.F. e GONÇALVES, R.F. (2000). Higienização de lodos de esgotos. In: *Gerenciamento de lodos de lagoas de estabilização não mecanizadas*. Ed. ABES - PROSAB.

SANEPAR (1999). *Uso e manejo do lodo de esgotos na agricultura*. Ed. PROSAB/ FINEP

SANEPAR (1998). *Manual de métodos para análise microbiológica e parasitológica em reciclagem agrícola de lodo de esgotos*.

SNYMAN, H.G., TERBLANCHE, J.S. (2000). Management for land disposal and agricultural reuse of sewage sludge within the framework of the current South African guidelines. *Water Science and Technology*, vol.42, no 9, pp.13-20.

TEIXEIRA PINTO, M.A; NEDER, K.D; LUDUVICE, M.L.; PEREIRA, C.E.B. (1993). Manejo e destinação de lodos produzidos em estações de tratamento de esgotos no Distrito Federal. In: *II Seminário de Transferência de Tecnologia*. ABES-Rio de Janeiro.

UEL (1999). *Manual prático para compostagem de biossólidos*. Ed. PROSAB/ FINEP.

UK DEPARTMENT OF ENVIRONMENT (1990). *Code of practice for agricultural use of sewage sludge*. Ed. Her Majesty Stationery Office.

USEPA (1989). *POTW sludge sampling analysis guidance*. EPA/833/B-89/100.

USEPA (1990). *Autothermal thermophilic aerobic digestion of municipal wastewater sludge*. EPA/625/10-90/007.

USEPA (1992). *Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge*. EPA/625/R-92/013.

USEPA (1994). *A plain English guide to the EPA Part 503 Biosolids Rule*. EPA/832/R-93/003.

USEPA (1995). *A guide to the biosolids risk assessments for the EPA Part 503 Rule*. EPA/832/B-93/005.

USEPA (1999). *Biosolids generation, use and disposal in the United States*. EPA/530/R-99/009

WEF (1998). *Design of municipal wastewater treatment plants* – vol. II.

WPCF (1991). *Operation of municipal wastewater treatment plants* – MOP 11, Volume III.

CAPÍTULO 7
EVALUACIÓN DE ALTERNATIVAS Y MANEJO DEL LODO EN LA PTAR

Fernando Fernandes
Deize Dias Lopes
Cleverson Vitorio Andreoli
Sandra Márcia Cesário Pereira da Silva

7.1. INTRODUCCIÓN

La evaluación de alternativas para el tratamiento y destino final del lodo de aguas residuales es normalmente compleja por involucrar aspectos técnicos, económicos, ambientales y legales, que sobrepasan los límites de la planta de tratamiento. Pese a que la disposición final de dicho material sea bastante compleja y cara, generalmente es descuidada en la concepción de los sistemas de tratamiento de aguas residuales. Por dicha razón, es muy común que los operadores se vean obligados a manejar el problema de la disposición final del lodo de forma urgente, involucrando altos costos, dificultades operacionales y muchas veces generando impactos ambientales que pueden comprometer los beneficios del sistema de colecta y tratamiento de las aguas residuales.

Justamente por representar un porcentaje considerable del costo de operación de una PTAR (20 a 60%), la selección de la alternativa del procesamiento e destino final del lodo debe ser parte integrante del diseño de una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales, considerando de forma vinculada, la calidad del agua residual a ser tratado, el tipo de tratamiento, el procesamiento del lodo y su destino final.

En este capítulo se presenta algunas directrices básicas a ser consideradas en la evaluación de alternativas de tratamiento y destino final del lodo.

Para las plantas ya implementadas, además de los aspectos aquí presentados, se debe hacer una evaluación de las adecuaciones a realizar en la planta para permitir el tratamiento del lodo, en términos de área disponible, posibilidades de utilización de las estructuras ya existentes y necesidades de nuevas construcciones.

7.2. PUNTO DE VISTA SUSTENTABLE

Cuando el análisis de alternativas de procesamiento y destino final del lodo se hace bajo la óptica de una política sustentable, hay automáticamente una jerarquización de las alternativas. En este caso, debe haber una preocupación en el sentido de:

- Disminuir la producción, utilizando tecnologías de tratamiento de aguas residuales que produzcan menor cantidad de lodo. Pese a que los diversos tipos de tratamiento de aguas residuales presenten variaciones en la producción de lodo, el margen de maniobra en este punto es limitada, pues cuanto mejor la calidad del agua residual tratada, mayor será la cantidad de lodo producido.

- Producir lodo de mejor calidad, a través de la definición de criterios para recibir efluentes industriales en la red colectora pública, principalmente en lo que se refiere a su contenido de metales pesados garantizando la producción de un lodo de composición compatible con su uso agrícola.

- Reciclar al máximo e lodo producido. En este caso, el uso agrícola es la alternativa más utilizada en el mundo, junto con la recuperación de áreas degradadas, pastizales y silvicultura.

En la óptica sustentable, la eliminación final del lodo a través de la incineración, del uso de *landfarming* o por la disposición en rellenos sanitarios se emplea solamente cuando no es posible su valorización, bien sea porque el lodo presenta contaminaciones o cuando en las áreas cercanas a la planta de tratamiento no existan suelos adecuados o disponibles.

Inclusive la incineración, con el aprovechamiento del calor generado, no es clasificada como una forma de valorización, ya que su balance energético es negativo, debido al elevado contenido de agua del lodo.

Se debe destacar, finalmente, que muchos países ya adoptaron instrumentos legales y económicos de incentivo al reciclaje y de restricciones al uso de rellenos, lo que influencia profundamente la decisión sobre la disposición final del lodo.

Al ingeniero diseñador le corresponde la importante tarea de mejorar las tecnologías de tratamiento de aguas residuales, de tal modo que puedan ser aplicadas para atender a los objetivos del tratamiento, y que al mismo tiempo presenten ventajas para el manejo del lodo.

7.3. TENDENCIAS EN EL MANEJO DEL LODO EN ALGUNOS PAÍSES

La producción de lodo en los países desarrollados está sufriendo un dramático incremento como resultado de la ampliación de los servicios de colecta y tratamiento de las aguas residuales. Paralelamente al aumento de la producción, las normatividades están volviéndose paulatinamente más exigentes en la calidad de los biosólidos, en relación a sus potenciales impactos ambientales, lo que mejora las perspectivas del reciclaje. Estas alteraciones están determinando la adopción de sistemas de manejo más eficaces, pues hay una expectativa de aumento de los costos de disposición final de estos residuos.

Hubo gran crecimiento de sistemas de secado mecánicos con el uso de polímeros, más eficaces en la remoción de la humedad. Actualmente se observa mayor interés en sistemas de secado térmico, en la peletización del lodo y en otros procesos más avanzados que apuntan hacia el mejoramiento de la calidad de los biosólidos, como el compostaje, la estabilización alcalina y sistemas patentados de producción de insumos a partir de biosólidos.

Muchos países ya reconocieron que la disposición en rellenos sanitarios no es una práctica sustentable, presentando cada día mayores costos en función de las mayores distancias y del atendimiento a las crecientes restricciones ambientales. Estos factores, asociados al efecto de las políticas de estímulo al reciclaje, definen una clara tendencia en el uso de rellenos sanitarios solamente para residuos no reciclables. Se verifica un aumento de la eficacia y economía de energía en los procesos de incineración y recuperación de la energía producida en procesos anaerobios y en rellenos sanitarios. La incineración presenta una tendencia de crecimiento en la Unión Europea y de reducción en los Estados Unidos.

El reciclaje es el proceso que presenta las mayores perspectivas de evolución en todo el mundo, pues se trata de la alternativa más económica y ambientalmente más adecuada. Esta opción de disposición final debe ser comprendida como la producción de un insumo de buena calidad para la agricultura, que debe ser utilizado con orientación técnica adecuada, de tal manera que se garantice la seguridad ambiental y sanitaria y posibilitar las mayores ganancias al productor rural. Como los requisitos de calidad y la seguridad ambiental han sido cada vez más restringidos, hay una tendencia en el aumento de los costos para tales prácticas.

Las restricciones ambientales en Europa son mayores que las adoptadas en los Estados Unidos, especialmente en lo que se refiere a los niveles admitidos de metales pesados, pues en este país el criterio adoptado para definición de tales límites se basó en un estudio de análisis de riesgo. Generalmente, el criterio que más limita la aplicación de biosólidos es su contenido de nitrógeno, que, en las llamadas zonas vulnerables de Europa, tuvo la carga de aplicación reducida de 210 kgN/ha.año para 170 kgN/ha.año.

Los principales factores que afectan la aceptación pública de biosólidos están relacionados a los problemas de olor en las etapas de procesamiento y almacenamiento. Como las reglamentaciones garantizan la calidad de los biosólidos en relación a su contenido de metales y al

riesgo de problemas sanitarios, alternativas de secado, de estabilización y de formas de procesamiento avanzado han presentado un gran crecimiento. De esta forma, uno de los principales factores de éxito de un programa de reciclaje es el adecuado suministro de informaciones sobre los criterios de seguridad adoptados y la transparencia de los resultados del monitoreo ambiental a la comunidad involucrada.

El Cuadro 7.1 presenta, de forma resumida, las principales tendencias de la gestión de biosólidos en los países desarrollados.

Cuadro 7.1. Tendencias del manejo de biosólidos en los Estados Unidos y en Europa

Procesos	Estados Unidos	Europa
Producción de lodo	↑ Creciente	↑ Creciente
Procesos más eficaces de secado	↑ Creciente	↑ Creciente
Procesos más avanzados de beneficio e higienización	↑ Creciente	↑ Creciente
Reciclaje de lodo	↑ Creciente	↑ Creciente
Disposición en rellenos	↓ Decreciente	↓ Decreciente
Incineración	↓ Decreciente	↑ Creciente
Disposición oceánica	0 Eliminada	↓ Decreciente
Exigencias legales	↑ Creciente	↑ Creciente
Niveles de metales en el biosólido	↓ Decreciente	↓ Decreciente
Eficiencia energética y recuperación de energía	↑ Creciente	↑ Creciente
Tercerización en la gestión de biosólidos	↑ Creciente	↑ Creciente
Costos de la gestión de biosólidos	↑ Creciente	↑ Creciente
Exigencias de la sociedad en relación a las condiciones ambientales	↑ Creciente	↑ Creciente
Exigencia de los agricultores en relación a la calidad de los biosólidos	↑ Creciente	↑ Creciente

En Brasil y en muchos otros países, el manejo de lodo ha sido negligenciado. Los diseños de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales raramente detallan a forma de manejo y disposición final del lodo, justamente la etapa más compleja y cara de un sistema

de tratamiento. Es muy común que los diseños contengan el dibujo de un camión y una flecha indicando las palabras: "disposición final adecuada". De esta forma, la gestión ha sido realizada sin planeación y muchas veces en condiciones de emergencia, por los operadores de las plantas. Por esta razón se han adoptado alternativas de disposición final inadecuadas, no siendo raro en el contexto de muchos países el vertimiento del lodo en los cuerpos receptores, comprometiendo así los beneficios de la inversión realizada en los sistemas de colecta y tratamiento de aguas residuales.

La adecuada planeación del destino final del lodo determina una serie de características de la propia planta de tratamiento, desde su concepción, que influencia la cantidad y el tipo de lodo, hasta los sistemas de estabilización, deshidratación, higienización, almacenamiento y manipulación del lodo. Por la falta de planeamiento, en general las plantas de tratamiento no cuentan con la estructura mínima necesaria para estas operaciones, demandando por lo tanto readecuaciones para estar capacitadas para operar de forma apropiada el lodo producido.

Las exigencias crecientes de la sociedad y de las agencias ambientales por mejores estándares de calidad ambiental se han reflejado en los gestores públicos y privados de los servicios de saneamiento. Debido a los bajos índices de tratamiento de aguas residuales verificados en países en desarrollo, hay una perspectiva de aumento significativo de la producción de lodo con la implementación de más PTARs. Los esfuerzos para establecer normas para la disposición final de lodo ya definieron la reglamentación de esta actividad en algunas regiones, y agencias ambientales pasaron a exigir la definición técnica de la disposición final del lodo en los procesos de licenciamiento de las PTARs.

7.4. CONDICIONES A ANALIZAR ANTES DE LA EVALUACIÓN DE ALTERNATIVAS DE PROCESAMIENTO Y DESTINO FINAL DEL LODO

7.4.1. Interrelación entre tratamiento de aguas residuales y manejo del lodo

A pesar de haber gran variedad de tecnologías para el tratamiento de los efluentes líquidos y del lodo generado, es importante observar que existe un vínculo estrecho entre las características del agua residual, el tipo de tratamiento de la fase líquida y el lodo generado (Fig. 7.1).

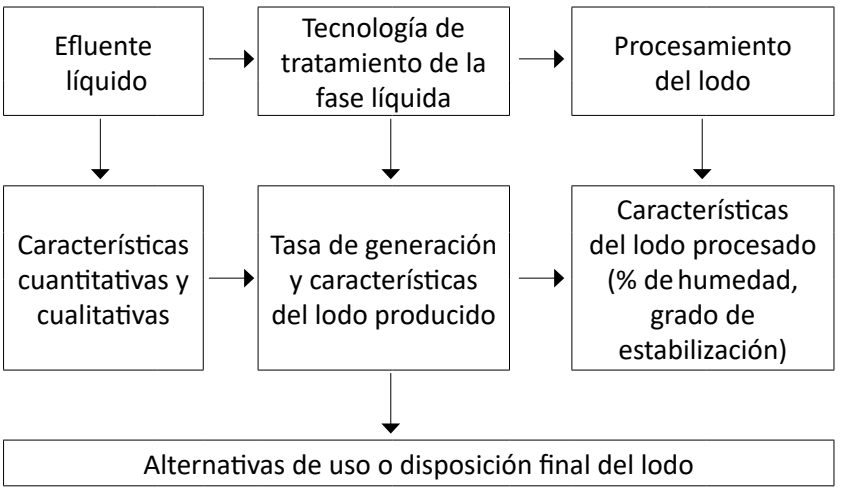


Figura 7.1. Interrelaciones entre las características del efluente líquido, tecnología de tratamiento del agua residual, procesamiento del lodo y alternativas de uso y destino final.

Algunos tipos de tratamiento de la fase líquida pueden minimizar la producción de lodo o entonces producir lodos más fáciles de procesar. Es por esta razón, que una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de concepción moderna debe integrar todo el ciclo del lodo, desde su generación hasta el destino final, y no se debe restringir simplemente

a la fase líquida. De la misma forma, la gestión del lodo no debe restringir su radio de acción al residuo sólido proporcionado por el proceso, y debe interactuar en la definición del sistema de tratamiento del agua residual.

Sin embargo, antes de la evaluación y compatibilización de alternativas de procesamiento y destino del lodo es necesario proceder al análisis de algunos factores anteriores a esta fase.

7.4.2. Calidad del agua residual

El análisis de la calidad de las aguas residuales puede ser sintetizada en las tres alternativas que se relacionarán a continuación, relacionadas al grado de contaminación por metales pesados o contaminantes orgánicos, los cuales pueden hacer que el lodo sea inapropiado para ciertos tipos de uso, como el reciclaje agrícola. Los datos sobre los contaminantes del agua residual se presentaron de forma detallada en el Capítulo 3.

- Si el agua residual es de origen esencialmente doméstico, normalmente no habrá restricciones en cuanto a su calidad.
- Si el agua residual está contaminada con efluentes industriales y la empresa de saneamiento no puede mejorar la calidad del agua residual, automáticamente serán descartados algunos tipos de uso del lodo, como el reciclaje agrícola, en el caso que el lodo generado no satisfaga las exigencias normativas.
- Cuando el agua residual esté muy contaminada y la empresa de saneamiento tenga interés en mejorar su cualidad, será necesario un trabajo de costo y duración variables, en función de las características locales, para adecuar el agua residual a los parámetros deseados.

7.4.3. Tecnología de tratamiento del agua residual

Los procesos de tratamiento de las aguas residuales determinan la calidad y la cantidad de lodo generado, de la siguiente manera.

a) Decantación primaria. En los sistemas con decantación primaria, el lodo producido en esta etapa es compuesto por partículas más pesadas que se sedimentan, con alto contenido de materia orgánica, por ello es fácilmente biodegradable y se descompone rápidamente, con posible fuerte emisión de olores. El volumen del lodo producido en tales decantadores debe ser conocido, de modo que las instalaciones de manipulación y procesamiento del lodo puedan ser adecuadamente diseñadas. El volumen de lodo dependerá de las características del agua residual cruda, incluyendo la concentración y edad del agua residual, del tiempo de sedimentación y el grado de precipitación, así como de las condiciones de los sólidos sedimentados, incluyendo su peso específico y cambios del volumen relacionados a la profundidad del tanque y equipos de remoción mecanizada del lodo. El período entre operaciones de remoción de lodo también influye en el volumen generado.

b) Precipitación química. Algunas veces la precipitación química es accesoriamente utilizada antes o después del tratamiento biológico.

- **Pre-precipitación**. Cuando se emplea antes del tratamiento, muchas veces constituye el tratamiento preliminar avanzado, lo que aumentan la producción de lodo primario y disminuye la carga orgánica del agua residual a ser tratada, lo que puede ampliar la capacidad del tratamiento biológico para la fase líquida.
- **Post-precipitación**. Cuando la precipitación se emplea después del tratamiento biológico, tiene la función de mejorar la calidad del agua residual tratada, reduciendo así la carga orgánica final y precipitando el fósforo. En los dos casos hay un significativo aumento en la producción de lodo. El manejo y disposición de este lodo se hace uno de los mayores obstáculos para la aplicación de esta tecnología, por generar un lodo inestable y de difícil deshidratación. Se estima un aumento entre 26 y 35% en la masa de sólidos cuando se adicionan sales de hierro

o aluminio al agua residual para que la concentración de fósforo residual en el efluente sea de 1 mg/L. Teóricamente, el incremento de la producción de lodo será menor al emplear sulfato de aluminio, en comparación al uso de cloruro de hierro. Por otro lado, el precipitado con aluminio presenta mayor dificultad de espesamiento y deshidratación, debido a la ligación de moléculas de agua al flóculo formado. El fósforo removido por el aluminio o por el hierro es incorporado al lodo, originando fosfatos muy poco solubles, lo que es una desventaja para el reciclaje agrícola. Dependiendo de las condiciones de tratamiento del lodo, puede haber formación de especies como la estruvita ($Mg\ NH_4\ PO_4$), que presenta tendencia a formar incrustaciones, principalmente en las unidades de procesamiento del lodo del tipo filtro prensa y filtros de correa (belt press). Los efectos del uso de coagulantes de hierro y aluminio deben ser evaluados, no solamente en relación al tratamiento de agua residual, sino también en relación a las instalaciones de manejo y procesamiento del lodo.

c) Tratamiento biológico. El tratamiento biológico aerobio o anaerobio de la fase líquida tiene como base el potencial de transformación de la materia orgánica por medio del metabolismo bacteriano. Hay, por lo tanto, generación de biomasa, que da origen al lodo biológico, formado por fracciones orgánicas e inorgánicas (ver Capítulo 2). Los microorganismos que participan del proceso de tratamiento de la fase líquida tienen tiempo de generación elevado, comparado con el tiempo de permanencia del líquido, lo que hace necesario, en algunos sistemas, la retención de la biomasa bacteriana en la fase de tratamiento por tiempo suficiente para su multiplicación. Con base en este tiempo de generación y en la eficiencia de tratamiento deseada, es definido el tiempo de retención celular medio del proceso, que no es nada más que la razón entre la masa de lodo presente en el reactor y la masa descargada diariamente. Tales descargas pueden ser diarias, como en los sistemas de lodos activados, o a intervalos mayores, como en los reactores anaerobios de manto de lodo y flujo ascendente.

En los procesos aerobios, el oxígeno funciona como receptor de electrones y el rendimiento energético es mayor, lo que se refleja en la gran biomasa producida. Ya en los sistemas anaerobios, aproximadamente 90% de la DQO tratada es convertida en gas metano como producto final, siendo que esta energía equivalente no está disponible para la síntesis microbiana. Como resultado genérico, los sistemas anaerobios producen mucho menos lodo de exceso, al ser comparados con los procesos aerobios.

Además de estas diferencias importantes entre los dos sistemas, el lodo de reactores anaerobios de manto de lodo y flujo ascendente presenta grado de estabilización y facilidad de deshidratación muy superior al lodo producido por los sistemas aerobios.

En los dos casos, del total de biomasa sintetizada, solamente 25 a 40% es susceptible de ser biodegradada por medio de procesos naturales de estabilización del lodo. La fracción remanente es refractaria a la biodegradación, lo que hace limitadas las perspectivas de minimización de la producción de lodo.

En sistemas con remoción biológica de nitrógeno, en que no es adicionado ningún producto químico, como son necesarios tiempos de retención de sólidos mayores que en los sistemas para remoción únicamente carbonácea, la cantidad final de lodo producido es menor, debido al aumento de la respiración endógena.

Además de evaluar la cantidad y características del lodo producido por el tratamiento biológico de la fase líquida, es preciso evaluar también la operacionalidad del sistema para remoción del lodo. En las lagunas de estabilización, por ejemplo, por tener gran capacidad de almacenamiento de lodo, este problema es en general desconsiderado en la fase de diseño. En la práctica, aunque las descargas se hagan con intervalos de 7 a 10 años, el problema operacional de remoción de lodo es de difícil solución, resultando en intervenciones de alto costo, difícil ejecución y eficiencia variable. En el caso de las lagunas de estabilización, con

miras a facilitar la gestión del lodo, además de tomar cuidados con el tratamiento preliminar, se hace interesante la combinación de reactor anaerobio de manto de lodo con lagunas de estabilización. Además de reducción de las áreas necesarias y la disminución del problema de olor provocado por las lagunas anaerobias, la remoción del lodo del sistema se hace más práctica, ya que la gran producción del lodo ocurre en la primera laguna de la serie, y en valores muy inferiores a los de una laguna primaria convencional.

7.4.4. Escala de producción

La cantidad total de lodo producido por una planta de tratamiento es un factor importante en la definición tecnológica, principalmente bajo la óptica económica.

En el proceso de deshidratación del lodo, las alternativas mecánicas pasan a tener ventaja sobre los lechos de secado, a partir de un volumen de lodo que permite el uso continuo del equipo. De forma similar, en el procesamiento y destino del lodo, las alternativas más tecnificadas comienzan a volverse interesantes a partir de un determinado volumen de lodo producido. El análisis económico de cada caso debe definir cuáles son os rangos de aplicabilidad.

7.4.5. Legislación ambiental

En Brasil, el uso agrícola de lodos generados en plantas de tratamiento de efluentes sanitarios era disciplinado por la Resolución CONAMA 375/2006 (CONAMA, 2006) – ver ítem 8.8 para mayores detalles - y, posteriormente, por la Resolución CONAMA 498/2020 (CONAMA, 2020).

El tratamiento y destino final del lodo de aguas residuales de una PTAR es una actividad sujeta al Licenciamiento Ambiental y a las condiciones de restricción, las cuales deben ser conocidas antes de la decisión final sobre la tecnología de procesamiento y la forma de destino final del lodo.

7.4.6. Suelos y agricultura regional

Como el reciclaje es una alternativa económicamente interesante y ambientalmente correcta para el lodo, generalmente es considerada entre las alternativas de disposición.

El lodo solamente puede ser utilizado en agricultura si logra satisfacer algunos pre-requisitos que hagan seguro su uso para los seres humanos, los animales y el ambiente. Adicionalmente, para que el reciclaje sea posible, es necesario que las áreas aptas, utilizadas con las culturas permitidas para uso del lodo, se encuentren a una distancia económicamente viable con respecto a los puntos de generación del lodo.

El levantamiento del panorama agrícola y pedológico local debe ser realizado como se especificará en el Capítulo 8, considerando:

- Restricciones ambientales: áreas de protección de cursos de agua, proximidad de aglomeraciones urbanas, áreas de preservación ambiental etc.
- Restricciones pedológicas: pendiente, profundidad del suelo, profundidad del nivel freático, fertilidad, hidromorfismo, textura superficial, pedregosidad y susceptibilidad a la erosión.
- Tipo de actividades agrícolas y pecuarias a nivel regional.

Dichos datos preliminares son necesarios para evaluar la viabilidad del uso agrícola del lodo, que, en caso que sea posible, necesitará de la definición de formas de desinfección y de estrategias para colocación del producto en el mercado.

7.5. ABORDAJE METODOLÓGICO PARA LA SELECCIÓN DE ALTERNATIVAS DE PROCESAMIENTO Y DESTINO FINAL

El análisis previo discutido en el ítem anterior puede descartar algunas alternativas de procesamiento y destino final; sin embargo, inevitablemente aún existen otras que tomar otras decisiones.

En este ítem, serán comentados algunos aspectos importantes para la selección final de alternativas. La metodología propuesta no pretende de ninguna manera agotar el asunto, ya que se trata solamente de un intento para ordenar algunos conceptos, facilitando el análisis final por el grupo de profesionales involucrado en la toma de decisiones.

La lista de factores considerados también puede ser alterada en función de casos específicos, y un mismo factor puede tener importancia variable en situaciones diferentes.

7.5.1. Articulación entre el procesamiento y el destino final del lodo

La tecnología de procesamiento del lodo debe ser escogida en función del tipo, tamaño y localización de la PTAR, así como del destino final pretendido para el lodo.

a) Disposición de lodo líquido

Cuando una PTAR está muy cercana a las áreas agrícolas y el volumen total de lodo producido no sea muy grande, el espesamiento, la estabilización y la higienización pueden preparar el lodo para el reciclaje agrícola, dispensando la fase de deshidratación. El reciclaje agrícola de *lodo líquido* es realizado en los Estados Unidos y Europa, en las condiciones antes citadas.

b) Estabilización

Por su lado, la estabilización, es muy importante para el reciclaje agrícola, pero posee una importancia moderada para otras formas de destino final, como la incineración o la disposición en relleno sanitario.

c) Acondicionamiento

El acondicionamiento es un proceso de preparación del lodo, a través de la adición de productos químicos (coagulantes, polielectrolitos) para mejorar la captura de sólidos en los sistemas de deshidratación.

Dependiendo de las condiciones locales, no siempre se justifica la fase de acondicionamiento. En los casos donde su uso es interesante, la selección del polielectrolito y su dosis dependerán del tipo de lodo a ser procesado. El acondicionamiento también puede realizarse por tratamiento térmico, que además de hacer que el lodo sea más fácil de deshidratar, también puede eliminar microorganismos patógenos.

d) Deshidratación

La deshidratación del lodo tiene un impacto importante en los costos de transporte y destino final, además de influenciar de manera decisiva el manejo del lodo, ya que el comportamiento mecánico del mismo varía con el nivel de humedad. El Cuadro 7.2 presenta otra interpretación de la relación entre el contenido de sólidos y el comportamiento mecánico del lodo.

Cuadro 7.2. Variación del estado físico del lodo en relación al contenido de sólidos

Contenido de sólidos totales (%)	Contenido de humedad (%)	Estado físico
0 a 10	90 a 100	Lodo líquido
10 a 25	75 a 90	Lodo pastoso • 14 a 17% de ST: dificultad para almacenar en hileras altas • >18% de ST: almacenamiento en montones estables, con taludes de hasta 45º
> 25	< 75	Lodo sólido

Fuente: CEMAGREF (1990)

Nota: ver también Capítulo 2

Algunas alternativas de destino final requieren de un lodo con un rango bien definido de contenido de sólidos. En rellenos sanitarios mixtos en Europa, generalmente no se aceptan lodos con contenido de sólidos inferior al 15%; mientras que, en algunos rellenos exclusivos, para garantizar la estabilidad mecánica de los macizos, el lodo debe presentar como mínimo un 40% de sólidos. Para el caso de rellenos, el contenido de sólidos va a depender de las características técnicas del relleno.

En el secado térmico o incineración, el lodo debe presentar como mínimo 35% de sólidos; sin embargo, la eficiencia del proceso aumenta bastante cuando la concentración es mayor. En el compostaje, generalmente el contenido de sólidos ideal para el lodo varía entre el 15 y el 20%, dependiendo del residuo estructurante utilizado.

Los lodos con alto contenido de sólidos, como los producidos en lechos de secado, son poco adecuados para el compostaje, puesto que los residuos estructurantes generalmente utilizados (aserrín de madera, residuos de podas triturados, etc.) tienen bajo contenido de humedad. Como las mezclas de residuos para compostaje deben presentar de 55 a 65% de agua, un lodo muy seco puede generar mezclas con humedad inadecuada para el proceso. Puede realizarse la adición de agua a las mezclas de residuos; sin embargo, representa cierta dificultad operacional.

e) Higienización

La desinfección del lodo es una operación necesaria cuando su destino final sea el reciclaje agrícola, ya que los procesos de digestión anaerobia y aerobia generalmente empleados no reducen el nivel de patógenos hasta niveles aceptables.

De los procesos de estabilización del lodo, la estabilización aerobia autotérmica (sistema ATAD – Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion) es capaz de eliminar casi la totalidad de patógenos del lodo; sin embargo, se trata de un proceso muy reciente, aplicado solamente

en algunas plantas de tratamiento en Alemania y USA. El compostaje también puede ser clasificado como un proceso de estabilización del lodo que genera un producto sanitariamente seguro.

Los procesos de desinfección de lodo se pueden considerar como una estabilización avanzada, ya que los procesos de digestión anaerobia de lodo, que son los más utilizados, son eficientes para la biodegradación de la materia orgánica y la disminución de olores, pero con una eficacia limitada en términos de la eliminación de patógenos.

Para la incineración o disposición del lodo en un relleno, la desinfección a rigor no es necesaria.

Inclusive si el destino final fuse el reciclaje agrícola, hay varias alternativas de desinfección: tratamiento químico alcalino, compostaje, secado térmico. Cada una de estas alternativas tienen sus ventajas y desventajas y solamente un análisis local conducirá a la definición de la mejor alternativa.

f) Criterios para la disposición final

El Cuadro 7.3 evidencia la articulación que debe existir en varias fases y los requisitos del procesamiento del lodo hasta su destino final.

Cuadro 7.3. Relaciones entre los diversos factores que intervienen en el procesamiento y las principales alternativas de destino final del lodo

Parámetro	Aplicación en el suelo	Disposición en relleno sanitario	Incineración	Disposición oceánica
Tratamiento del lodo - Deshidratación - Estabilización	+/- +	+ +/-	+ -	- -
Escala de producción del lodo	-	-	+	+
Requisitos del suelo - Disponibilidad de área - Hidrogeología	+ +	+ +	- -	- -
Almacenamiento	+	+/-	+/-	+
Buenas prácticas	+	+	+	+
Calidad del lodo - Patógenos - Contaminante orgánico - Metales - Nutrientes	+ + + +	- +/- +/- -	- +/- +/- -	- +/- +/- -
Aceptación pública - Olor, estética - Tráfico	+ +	+ +	+ ±	+/- -
Transporte	+	+	-	+/-
Demanda de energía	-	-	+	-

Fuente: adaptado de la EPA, citado por Malina (1993)

+ Importante

+/- Importancia moderada

- Sin importancia

No debe haber reglas fijas para la definición de formas de procesamiento y destino final, pero sí el estudio con criterio de casos, para que las alternativas escogidas sean compatibles entre sí y determinadas de forma que el rendimiento operacional y económico de la alternativa escogida sea el mejor posible.

7.5.2. Desempeño operacional

La comprobación del desempeño de la alternativa técnica considerada, en escala compatible con el caso en estudio, siempre es un ítem de importancia. Pese a que se trata de un asunto incipiente en Brasil, ciertas tecnologías ya han sido aplicadas con éxito en dicho país. Las tecnologías importadas deben ser analizadas de manera crítica, pues no siempre son aplicables en las condiciones locales, o pueden provocar algunos problemas de mantenimiento. También deben evaluarse alternativas tecnológicas innovadoras o adecuadas a situaciones locales en relación a sus pontos críticos.

Además del buen funcionamiento, debe ser observada la simplicidad técnica y operacional. El tratamiento del lodo con cal para el reciclaje agrícola puede ser tomado como ejemplo de un desempeño operacional comprobado. La PTAR Belém en Curitiba (Brasil) y la PTAR Norte en Brasilia (capital brasilera) utilizan un proceso que, debido a su simplicidad y bajo costo, ha sido usado con éxito en ambos casos.

El tratamiento con cal necesita que el lodo tenga una humedad mínima para la disolución de la cal. Después de la mezcla, es necesario un período de contacto de aproximadamente 1 mes para alcanzar buenos niveles de eliminación de patógenos. Este aspecto implica la previsión de un área para almacenamiento del lodo en la PTAR.

7.5.3. Flexibilidad

En algunas situaciones, principalmente cuando hay variación en la cantidad y calidad del lodo a ser procesado, la flexibilidad es un factor importante.

En el procesamiento del lodo, una solución puede considerarse como flexible si permite varios tipos de valorización y destino final. En la disposición final, una solución es flexible si puede absorber variaciones de cantidad y calidad del lodo. El reciclaje agrícola puede absorber variaciones de cantidad, pero tiene límites con relación a la calidad. Inversamente a ello, la incineración es más limitada en cuanto a variaciones de cantidad, pero puede procesar lodos de diferentes calidades.

7.5.4. Costos

El costo se trata de un factor de importancia fundamental. Los costos deben ser divididos en costos de procesamiento, transporte y disposición del lodo. En estos ítems se deben evaluar los costos de inversión y los costos operacionales. También se debe incluir los costos administrativos.

Para poder comparar cada alternativa de tratamiento en términos de costos, es conveniente la adopción de una metodología que permita analizar los costos de forma homogénea. No se trata aquí de traducir de forma muy simplificada o incompleta un procedimiento que puede, en ciertos casos, ser muy complejo. El objetivo es agrupar los costos de acuerdo con su naturaleza, de tal modo que la comparación se vuelva más clara.

Los Cuadros 7.4 y 7.5 presentan ítems importantes a considerar en la respectiva composición de costos de inversión y de operación. Naturalmente que estos ítems pueden asumir mayor complejidad cuando se aplican a grandes sistemas de tratamiento de lodo.

Cuadro 7.4. Ítems a considerar en la composición de costos de inversión

Ítem	Comentario
Áreas necesarias	Incluyen las áreas necesarias para las construcciones, instalaciones de equipos, patios de almacenamiento o compostaje. Normalmente se utilizan planillas, donde se debe levantar el costo por m^2 de terreno en el local de instalación de la PTAR o del sistema de tratamiento de lodo, en caso que este no se encuentre localizado en la PTAR.
Equipos	Deben incluirse todos los equipos a ser utilizados. En la mayoría de los casos, debe ser incluido el precio de los equipos de espesamiento y deshidratación del lodo, pues ellos pueden variar, de acuerdo con los requisitos necesarios para la disposición final del lodo. Deben constar en esta lista los mezcladores de cal, equipos de dosificación de productos químicos, equipos de compostaje, aireadores, secadores térmicos o/y otros equipos que eventualmente pasen a ser necesarios.
Material de manejo	Bombas, esteras, tractores y camiones necesarios para movilizar el lodo en la PTAR.
Obras civiles	Fundaciones para instalaciones de equipos, galpones, áreas pavimentadas en concreto o asfalto, laboratorios, vestuarios etc.
Instalaciones eléctricas	Algunos tipos de tratamiento de lodo demandan instalaciones eléctricas especiales.
Diversos	La experiencia muestra que es útil en estas estimativas incluir un ítem "diversos" para gastos imprevistos. Para obras civiles, valores en torno al 10% del valor total parecen suficientes, mientras que para los equipos electromecánicos, un valor del orden de 20% a veces puede ser necesario.

Cuadro 7.5. Ítems a ser considerados en la composición de costos de amortización y operación

Ítem	Comentario
Obras civiles	Normalmente se considera una amortización en 20 años, o sea, un costo anual de 5% del valor invertido.
Equipos electromecánicos	Es difícil estipular una tasa general para este ítem. Sería mejor la definición de valores para casos específicos, con base en otros sistemas en funcionamiento. • En algunos casos, se puede considerar la amortización en 7 años, o 14,3% anuales sobre el valor invertido. • Algunos fabricantes de equipos de deshidratación de lodo proponen una vida útil de 20 años para sus equipos. • Los silos para almacenamiento de material calcáreo también tendrán una vida útil de 15 a 20 años, cuando son de buena calidad. • Equipos de desgaste rápido, incluyendo aquellos que son más solicitados, como esteras transportadoras, contenedores o bombas, tienen una vida útil del orden de 5 años, o un costo anual de 20% de la inversión inicial.
Mantenimiento de equipos	Ítem bastante variable, de acuerdo con los equipos y los cuidados operacionales. En promedio se adopta 5% al año del costo de adquisición.
Energía	Se deben especificar la fuente de energía utilizada y las cantidades a emplear. Para combustibles líquidos o gaseosos, se debe suministrar el volumen y el costo por unidad. Para energía eléctrica, normalmente se expresa el gasto en kW/h.
Materias primas	Se debe incluir todos los productos químicos para deshidratación y tratamiento del lodo, tales como coagulantes, cal, residuos estructurantes.

Ítem	Comentario
Transporte y manejo	Este ítem debe ser evaluado, pues su costo tiene alto impacto, y algunas alternativas producen lodo con diferentes concentraciones de sólidos, o necesitan de la adición de productos para su procesamiento.
Mano de obra	Debe detallarse el número de empleados y su grado de cualificación, especificando el salario y los valores de seguridad social y de los parafiscales.
Gestión y control	Se debe incluir el costo de análisis físico-químicos y microbiológicos, equipos de escritorio y costos de administración. Ante la falta de números exactos, se puede adoptar un valor de 6 a 9% de los costos de operación.

7.5.5. Impacto ambiental

Los impactos ambientales pueden ser positivos o negativos. Por su parte, los impactos negativos pueden reducirse a través de procedimientos operacionales adecuados. Los impactos más relevantes que deben ser evaluados se presentan en el Cuadro 7.6, y son discutidos también en el Capítulo 10.

Cuadro 7.6. Impactos ambientales a ser considerados en el manejo del lodo

Ítem	Comentario
Olores	Deben ser analizados en la fase de procesamiento y destino final. Puede ser un factor preponderante en el caso del reciclaje agrícola o un factor secundario en la incineración.
Atracción de insectos	La atracción de vectores está ligada al olor, siendo uno de los grandes problemas en el procesamiento y destino final del lodo.
Ruido	Es un factor importante en áreas urbanizadas.

Ítem	Comentario
Transporte	La forma de transporte y la ruta a seguir son los aspectos más importantes.
Riesgos sanitarios	Pese a su dificultad para ser evaluados objetivamente, el riesgo guarda una relación entre el número de personas expuestas al uso del lodo, a la calidad del lodo y a las rutas de infección.
Contaminación del aire	El aire puede ser contaminado por humo o partículas sólidas en el caso de aspersión.
Contaminación del suelo y del subsuelo	Es bastante variable en función del tipo de disposición final y de la metodología empleada.
Contaminación de aguas superficiales o subterráneas	Es uno de los principales aspectos de la disposición en el suelo o en rellenos. El riesgo dependerá de la tecnología empleada y del monitoreo.
Valorización o desvalorización de áreas cercanas	Es un dato que puede ser evaluado de forma más objetiva, en términos de valor de mercado de los terrenos en las áreas anexas.
Incomodidad a la población afectada	Algunas soluciones, además de afectar la vida de muchas personas, pueden generar grupos de resistencia contra la implementación de una cierta forma de destino final.

Cada uno de estos factores debe ser evaluado en función de las condiciones locales y de la tecnología empleada. Se debe considerar también la confiabilidad del sistema de monitoreo empleado.

7.6. ORGANIZACIÓN DE UNA MATRIZ DE EVALUACIÓN

Los cinco factores analizados son sugeridos de forma genérica para el análisis. En situaciones reales, otros aspectos no considerados pueden ser incluidos en la evaluación. Los factores pueden ser dispuestos en una tabla con estructura similar a la del Cuadro 7.7, y recibir una nota de 0 a 10, o una clasificación del tipo óptimo, bueno, regular y malo. De

acuerdo con las condiciones locales, puede ser atribuido a cada factor un multiplicador, que reflejará el peso de este ítem en las condiciones del estudio. La tabla también necesita de un volumen considerable de informaciones y levantamientos, para subsidiar la atribución de valores a cada uno de los factores.

Cuadro 7.7. Modelo de tabla para organización de los factores de evaluación de alternativas

Alternativa	Procesamiento y destino final	Desempeño operacional	Flexibilidad	Costo	Impacto ambiental
1					
2					
3					
4					

Todas las alternativas consideradas deben ser listadas en el cuadro y evaluadas, recibiendo una nota o concepto. Aquella que obtenga una suma mayor será la más adecuada.

7.7. MANEJO DEL LODO EN LA PTAR

7.7.1. Interrelación entre las etapas del manejo

Definidas las alternativas de procesamiento y destino final del lodo, la PTAR debe presentar estructura física y gerencial compatible con la actividad a ser desarrollada. Las principales etapas del manejo (a veces denominado gerenciamiento) del lodo en la PTAR se presentan en la Figura 7.2.

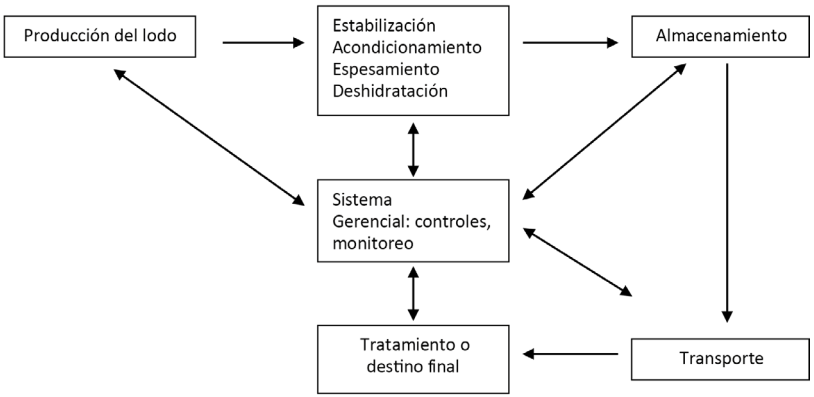


Figura 7.2 – Esquema básico para el manejo del tratamiento y destino final del lodo de aguas residuales.

7.7.2. Control cualitativo y cuantitativo

El control de calidad y cantidad es una necesidad básica para la gestión financiera y técnica del proceso.

Desde el punto de vista financiero, el lodo procesado y dispuesto presenta un costo por metro cúbico o por tonelada dispuesta. Generalmente, los costos de manejo y transporte son calculados con base en el lodo húmedo (pesos, reales o dólares por m^3 de lodo); sin embargo, para efecto comparativo entre alternativas, es preferible utilizar los costos en base seca (pesos, reales o dólares por kg ST). Por esta razón, hay la necesidad de controlar de forma confiable el contenido de sólidos totales del lodo. En los sistemas mecánicos de deshidratación, aunque haya cierta uniformidad en el lodo procesado, pueden ocurrir variaciones debido a cambios en las características del lodo, alteraciones en el acondicionamiento químico o anomalías en la parte mecánica de los equipos. Los lodos deshidratados en lechos de secado presentan humedad final variable.

Desde el punto de vista químico, el control debe ser definido en función del destino final escogido. Para el reciclaje agrícola, que es la opción más exigente en términos de control, es fundamental el control de metales pesados (Cd, Ni, Pb, Cr, Hg, Zn, Cu), el contenido de nutrientes (N, P, K, Ca, Mg) y sólidos fijos y volátiles. La relación SF/ST es un buen parámetro para evaluar el grado de estabilización del lodo y consecuentemente su potencial de generar olores y atraer insectos.

Desde el punto de vista biológico, después del procesamiento del lodo, la determinación de coliformes fecales (coliformes termotolerantes) y huevos de helmintos, con ensayo de viabilidad, son los parámetros mínimos recomendados para el reciclaje agrícola.

Inclusive para alternativas como rellenos sanitarios o incineración, los controles son necesarios, aunque con frecuencia tal vez menor que en el caso del reciclaje agrícola.

7.7.3. Manejo del lodo en la PTAR

Después de la deshidratación y desinfección, si fuese el caso, el lodo tendrá que ser transportado dentro de la propia PTAR hacia un área de almacenamiento, o entonces deberá ser enviado inmediatamente hacia el destino final.

Cuando haya necesidad de manejo en la propia PTAR, normalmente se emplean esteras transportadoras o contenedores del tipo “Brook”, generalmente utilizados para transporte de residuos variados. Este tipo de contenedor trabaja acoplado a camiones dotados de dispositivo hidráulico de carga y descarga, lo que hace que el manejo sea bastante práctico.

7.7.4. Almacenamiento

Cuando haya necesidad de almacenar el lodo en la PTAR, el área de almacenamiento debe ser dimensionada con base en los tiempos medios de almacenamiento para los volúmenes previstos y en las características mecánicas del lodo.

Los lodos que estén en el rango de 12 a 15% de sólidos presentan comportamiento pastoso, por ello no se mantienen en montones con taludes de 45º. En consecuencia, ocupan mayor área de almacenamiento.

El manejo en el área de almacenamiento y el posterior cargado de camiones puede realizarse con cargador de ruedas o retroexcavadoras dotadas de contenedores frontales.

El área de almacenamiento debe ser impermeabilizada para evitar contaminación del suelo y subsuelo, así como para facilitar las operaciones de cargado. Estas áreas deben ser preferiblemente cubiertas para evitar encharcamiento del lodo y disminuir el problema de olores.

7.7.5. Transporte

El transporte más adecuado debe ser escogido en función del contenido de sólidos del lodo. Mientras que los lodos líquidos pueden ser bombeados o transportados en camiones-tanque, el lodo pastoso y sólido puede ser transportado por camiones de tipo basculante, generalmente utilizados en servicios de terraplenado. En este caso, es necesario que el contenedor permita ser bien sellado y trabado, de modo que impida cualquier tipo de fuga del material. Durante el transporte la carga también debe ser cubierta con lona plástica.

7.7.6. Monitoreo del destino final

El monitoreo del destino final es un aspecto fundamental para garantizar que los objetivos del tratamiento y destino final sean atendidos. Los parámetros y la frecuencia de monitoreo deben ser definidos en función del destino pretendido y de la tecnología utilizada, siendo, en muchos casos, fijados por Norma Nacional o entonces definidos por el Órgano Ambiental del Estado o del Departamento respectivo.

7.7.7. Sistema gerencial

El sistema gerencial es el enlace que coordina y evalúa todas las fases, tomando las providencias necesarias para que el sistema funcione de forma eficaz.

El sistema gerencial también debe cuidar para que las muestras sean correctamente colectadas y enviadas a los laboratorios. Los datos deben ser registrados de forma práctica para cualquier verificación por parte de los órganos fiscalizadores y para evaluaciones y mejoría del propio sistema.

La estructura operacional deberá tener una complejidad compatible con las cantidades de lodo tratadas y dispuestas, pudiendo utilizar los propios funcionarios de la PTAR cuando los volúmenes de lodo considerados sean pequeños. Para sistemas de mayor tamaño, es necesaria la implementación de un grupo específico para dicha finalidad.

El sistema gerencial es la pieza clave para el buen funcionamiento de cualquier alternativa de procesamiento y destino final del lodo. Inclusive cuando la Compañía de Saneamiento recurra a la tercerización de la gestión del lodo, ella aún es la responsable por la seguridad y eficiencia del proceso, por ello debe tener una estructura de control y supervisión de las actividades que están siendo ejecutadas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDREOLI, C.V.; LARA, A. I.; FERNANDES, F. (1999). *Reciclagem de biossólidos – Transformando problemas em soluções*. Edição SANEPAR – FINEP, Curitiba, 1999, 300p.

CEMAGREF – Centre National du machinisme agricole du génie rural des eaux et des forêts (1990). *Les systèmes de traitment de boues des stations d'épuration des petites collectivités*. Documentation technique, FNDAE n. 9, Paris, 85p.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (2006). Resolução No. 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (2020). Resolução No. 498, de 19 de agosto de 2020. Define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, e dá outras providências.

MALINA, J.F. (1993). Evaluating beneficial use of municipal sludge and other disposal methods. In: *II Seminário de Transferência de Tecnologia – tratamento e destino final do lodo*, ABES – WEF, Rio de Janeiro, 13 – 16 de dezembro de 1993, Anais, 190p.

TCHOBANOGLOUS, G; BURTON, F.L. (1991). *Wastewater engineering – Treatment, disposal, reuse* (Metcalf & Eddy). Mc Graw Hill International Editions, New York, 3ª edição, 1.334 p.

CAPÍTULO 8

DISPOSICIÓN DEL LODO EN EL SUELO

Cleverson Vitorio Andreoli
Eduardo Sabino Pegorini
Fernando Fernandes

8.1. INTRODUCCIÓN

Desde hace milenios la materia orgánica es considerada como importante fuente de fertilidad para los suelos (Kiehl, 1985) y, por esta razón, los residuos orgánicos provenientes de las actividades humanas son usados como fertilizantes hace miles de años por los chinos, japoneses e indios (Outwater, 1994). En Europa, esta práctica se hizo especialmente importante a partir de 1840, con el propósito de la prevención de epidemias.

En el siglo XIX e inicios del siglo XX, los sistemas de tratamiento consistían en la disposición directa del agua residual en los suelos. Con el desarrollo de las tecnologías de tamizado, sedimentación, tratamiento biológico y precipitación química, la disposición en el suelo fue paulatinamente perdiendo importancia, toda vez que la producción de residuos fue drásticamente reducida. Sin embargo, en los años 40 y 50, con el crecimiento urbano y el incremento de los niveles de colecta y tratamiento de aguas residuales, el aumento de la producción de lodo comenzó a presionar a las autoridades, y el uso agrícola en el sector volvió a crecer.

Las diferentes prácticas de disposición de lodo de aguas residuales en el suelo, de forma generalizada, pueden agruparse en dos categorías:

- **Uso benéfico**, cuando la aplicación pretende beneficiarse de las propiedades del producto como fertilizante y acondicionador del suelo, e involucra prácticas como el reciclaje agrícola y reforestación, el uso en recuperación de áreas degradadas y la producción de sustratos para mudas y fertilizantes.
- **Disposición final**, cuando las prácticas utilizan el suelo como sustrato para descomposición del residuo, o como lugar de almacenamiento, sin obtener provecho de sus propiedades benéficas.

8.2. USO BENÉFICO

8.2.1. Descripción del proceso

El uso o disposición final de los biosólidos se inicia con el propio sistema de tratamiento de aguas residuales. El tipo o intensidad del tratamiento de agua residual se refleja sobre el tipo, la cantidad y la calidad de los biosólidos generados (ver Capítulos 2 y 3).

El tratamiento de aguas residuales consiste, de manera genérica, en un conjunto de procesos físicos, químicos y biológicos que resultan en la remoción de los sólidos sedimentables y de la materia orgánica de las aguas residuales. Como resultado, es producido el lodo, un residuo sólido, en cantidad y composición variables en función de las características del efluente y de los procesos de tratamiento adoptados. Generalmente, los tratamientos más avanzados resultan en mayores volúmenes de lodo. Gran parte de los metales pesados existentes en el agua residual se concentran en el lodo.

Así, el control sobre la calidad de los diferentes tipos de efluentes vertidos en la red colectora se vuelve fundamental, cuando el objetivo es destinar el lodo para alguna forma de uso benéfico. Dependiendo del proceso industrial adoptado por las empresas, el vertimiento de sus efluentes en la red de colecta debe ser precedido de un pre-tratamiento

con miras a la remoción de contaminantes que perjudicarían la calidad del lodo, inviabilizando el reciclaje en agricultura.

En las plantas de tratamiento de aguas residuales, el efluente pasa por diversos procesos de tratamiento antes de ser vertido en el cuerpo receptor. Cada una de esas fases produce residuos de diferentes características y composiciones y que deberán ser sometidos a tratamientos específicos para posterior utilización o disposición final. El Cuadro 8.1 presenta los procedimientos para los tipos de tratamiento de aguas residuales usualmente empleados en Brasil.

Cuadro 8.1. Tipos de tratamientos de aguas residuales usualmente empleados, tipos de residuos producidos y tratamientos posteriores para uso benéfico.

Nivel de tratamiento	Residuo producido	Tratamiento necesario para uso benéfico
• Tamizado y desarenado	• sólidos orgánicos e inorgánicos gruesos	• el material no se encuadra en la definición de lodo y no presenta calidades que viabilicen su utilización benéfica
• Tratamiento primario	• lodo primario	• espesamiento • estabilización • secado/deshidratación • higienización
• Laguna de estabilización • Reactor anaerobio	• lodo secundario	• secado/deshidratación • higienización
• Lodos activados – aireación prolongada	• lodo secundario	• espesamiento • secado/deshidratación • higienización

Nivel de tratamiento	Residuo producido	Tratamiento necesario para uso benéfico
• Lodos activados convencional • Reactor aerobio con biopelícula	• lodo secundario	• espesamiento • estabilización • secado/deshidratación • higienización

El tratamiento de los lodos, antes de su utilización, puede involucrar la estabilización, el secado y la higienización, dependiendo del uso final a que se destine. De manera genérica, todo lodo de agua residual para ser caracterizado como biosólido debe ser sometido a algún tratamiento adicional para que alcance parámetros definidos por la legislación, y pueda ser usado benéficamente, garantizando la seguridad del medio ambiente y de la salud pública. Estos tratamientos también pueden mejorar las características físico-químicas del residuo, facilitando su manejo. Las características del lodo pueden determinar la opción por una u otra forma de disposición final o uso benéfico.

Los procesos usuales de tratamiento de los biosólidos son la estabilización, el secado/deshidratado y la higienización. La estabilización tiene como objetivo la reducción de sólidos volátiles, disminuyendo el potencial de producción de olores y, de esa manera, su atractivo a insectos y animales vectores de enfermedades. La estabilización también puede contribuir a la reducción de los niveles de patógenos del biosólido. Entre los principales procesos de estabilización del lodo, se destacan la digestión aerobia y anaerobia, la estabilización alcalina y el compostaje. Normalmente al ser sometido a secado térmico el material resultante también presenta buena estabilidad.

El proceso de secado o deshidratación del lodo tiene el objetivo de remover el exceso de agua, aumentando la concentración de sólidos y reduciendo el volumen del biosólido. El secado normalmente constituye un proceso deseable para un programa de valorización del biosólido para usos benéficos. El aumento de la concentración de sólidos hace que el manejo del biosólido sea más fácil, por

la transformación del lodo líquido en una torta pastosa o, en una etapa más avanzada, en una masa similar a un suelo estructurado, y reduce drásticamente el volumen del residuo. El secado puede ser indeseado en las regiones donde el agua constituya un elemento de valor agrícola y el lodo pueda ser utilizado a través de fertirrigación.

Durante el proceso de formación del lodo, gran parte de los organismos patógenos presentes en el agua residual sedimentan, concentrándose en el residuo. La presencia de estos organismos en el agua residual, y por consecuencia en el lodo, es reflejo de las condiciones sanitarias de la población que lo originó. Así, cuanto peores las condiciones sanitarias de la población, mayor será la concentración de organismos patógenos en el biosólido. La presencia de estos organismos, sin embargo, no inviabiliza la utilización del biosólido, pero determina la necesidad de someterlo a algún proceso eficaz de higienización. Los procesos más usualmente adoptados en Brasil son el **encalado**, el **compostaje** y el **secado térmico**.

Cuando la higienización se realiza a través del encalado y el compostaje, el biosólido debe pasar por un período de maduración, para garantizar la eficacia del proceso y la reducción de los patógenos. El tiempo de maduración dependerá del proceso de higienización utilizado, variando de 30 a 45 días para el encalado, y de 15 a 30 días para el compostaje. Después de este periodo, el biosólido debe ser sometido a análisis para determinar el contenido de metales pesados, la concentración final de elementos patógenos, el grado de estabilidad y los indicadores agronómicos. Si estos parámetros fuesen compatibles con los criterios permitidos en la normatividad pertinente de cada país o de cada estado o departamento, el lote de biosólidos podrá ser destinado a alguna forma de uso benéfico: reciclaje agrícola, recuperación de áreas degradadas o producción de sustratos. El diagrama de flujo de la Figura 8.1 presenta los procesos involucrados en esta forma de disposición final.

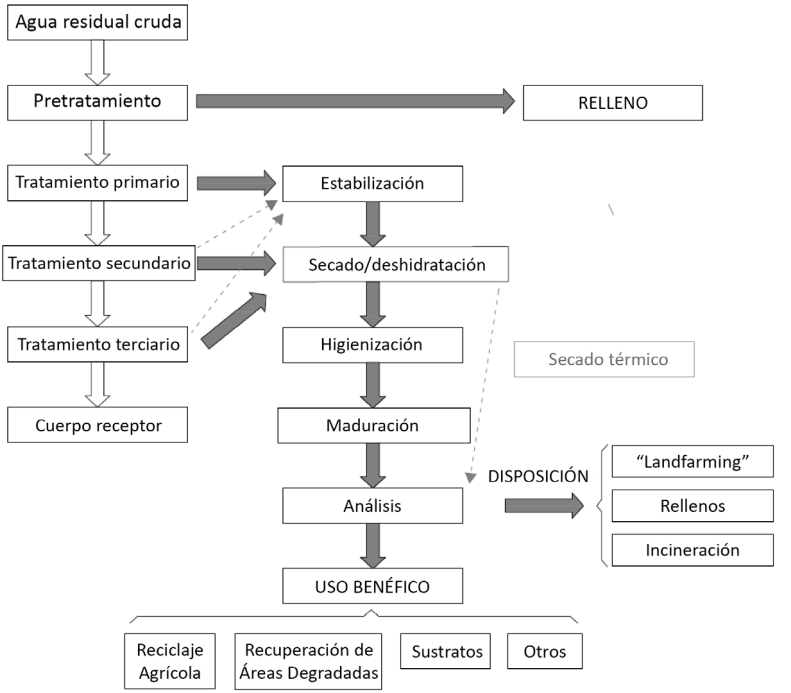


Figura 8.1**.** Flujo de procesamiento de lodo para su destinación final

Así, de acuerdo con los procesos adoptados en el tratamiento, el lodo puede caracterizarse como un residuo urbano de disposición final problemática, o como un biosólido, un residuo de composición predominantemente orgánica y con gran potencial para reciclaje. Los usos benéficos de los biosólidos incluyen diversas formas de disposición en el suelo, como reciclaje en agricultura, en silvicultura, floricultura, paisajismo, recuperación de áreas degradadas, pudiendo inclusive, ser utilizados en parques y gramados, dependiendo de la calidad del biosólido. La utilización de los biosólidos para producción de sustratos para cultivo de mudas y fabricación de fertilizantes y en la producción de suelos sintéticos representan un mercado creciente.

8.2.2. Constitución del lodo y sus efectos en la agricultura

Desde el punto de vista agronómico, los biosólidos presentan en su constitución cantidades significativas de nutrientes esenciales para el desarrollo de las plantas. La presencia de tales elementos en el biosólido depende del agua residual que le dio origen y del proceso de tratamiento tanto del agua residual como del lodo (Cuadro 8.2).

Cuadro 8.2. Contenido de nutrientes y carbono en diversos tipos de biosólidos en Brasil (% de materia seca).

PTAR (Estado brasilero)	Tipo de lodo	N	P	K	C org.	Ca	Mg	Fuente
Barueri (São Paulo)	Lodo activado	2,25	1,48	0,01	21,00	7,29		Tsutiya (2000)
Franca (São Paulo)	Lodo activado	9,15	1,81	0,35	34,00	2,13		Tsutiya (2000)
Belém (Paraná)	Lodo activado	4,19	3,70	0,36	32,10	1,59	0,60	Sanepar (1997)
UASB (Paraná)	Anaerobio	2,22	0,67	0,95	20,10	0,83	0,30	Sanepar (1997)
ETE SUL (Distrito Federal)	Aerobio	5,35	1,70	0,18	62,5*	2,68	0,41	Silva et al (2000)
Eldorado (Espírito Santo)	Laguna anaerobia	2,00	0,20	0,04				Muller (1998)
Mata da Serra (Espírito Santo)	Laguna facultativa primaria	2,00	0,20	0,05				Muller (1998)
Valparaíso (Espírito Santo)	Laguna de sedimentación	4,00	3,50	0,07				Muller (1998)

Los nutrientes encontrados en mayor cantidad son el nitrógeno y el fósforo. Los elementos Ca y Mg se encontrados en pequeñas cantidades, salvo en aquellos biosólidos higienizados a través del encalado, donde se adicionan grandes cantidades de Ca y Mg. El K está presente en cantidades muy modestas; sin embargo, se encuentra en forma directamente asimilable por parte de las plantas y en los suelos abonados con lodo normalmente es suplementado por fertilizantes químicos.

Las cantidades de microelementos son variables en los lodos (Cuadro 8.3), generalmente contienen cantidades apreciables de Fe, Cu, Zn y Mn y menores cantidades de B y Mo. Al ser aplicado el lodo como única fuente de N para las plantas, las cantidades de micronutrientes adicionadas, en la mayoría de las veces, son suficientes para atender las demandas nutricionales de las plantas. Es importante aclarar que los microelementos son exigidos en cantidades pequeñas y el uso de biosólidos en niveles elevados puede resultar en efectos tóxicos.

La concentración de los nutrientes en el biosólido normalmente no suele estar perfectamente balanceada de acuerdo con la demanda de las plantas, haciendo así necesaria la complementación con otros fertilizantes, orgánicos o químicos, de acuerdo con las necesidades nutricionales específicas de la cultura. Los elementos generalmente suplementados son el fósforo, exigido en grandes cantidades en los suelos brasileros, y el potasio, debido a la baja concentración de dicho elemento en los biosólidos.

Cuadro 8.3. Contenido de micronutrientes (ppm) en diversos tipos de biosólidos en Brasil.

PTAR (Estado brasilero)	Tipo de lodo	B	Fe	Cu	Zn	Mn	Mo	Fuente
Barueri (São Paulo)	Activado			703	1.345		23	Tsutiya (2000)
Franca (São Paulo)	Activado	118	42.224	98	1.868	242	9	Tsutiya (2000)
Belém (Paraná)	Aerobio			439	864			Sanepar (1997)
RALF (Paraná)	Anaerobio			89	456			Sanepar (1997)
SUL (Distrito Federal)	Aerobio	22	20.745	186	1.060	143		Silva et al (2000)

a) Nitrógeno

El nitrógeno es el elemento de mayor valor económico en el lodo, siendo también el elemento al cual las culturas presentan mayor respuesta. Su origen proviene de los residuos presentes en el agua residual y de la biomasa microbiana, se encuentra en el lodo en las

formas inorgánicas (mineralizadas), como nitratos y amonio, y en la forma orgánica, constituyendo moléculas de proteínas, aminoácidos, amino azúcares, almidón, asociados a polímeros etc. De forma genérica, el nitrógeno total del lodo está presente en la constitución de las siguientes sustancias (Figura 8.2):

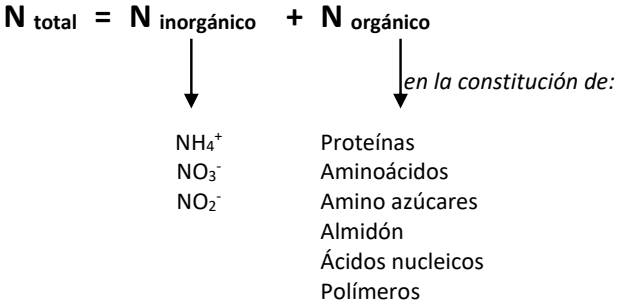


Fig. 8.2. Compuestos de Nitrógeno normalmente presentes en biosólidos

La fracción orgánica constituye la mayor porción del N del lodo, variando entre el 70 y 90%, dependiendo del tipo de biosólido y de su edad. Las formas minerales (nítrica y amoniacal), aunque representen una pequeña fracción del N total, se presentan rápidamente disponibles para las plantas, mientras el N orgánico deberá sufrir el proceso de mineralización, transformándose lentamente en formas minerales, para solamente entonces ser absorbido por las plantas.

No hay otra manera de almacenar el nitrógeno en el suelo, a no ser en la forma orgánica (Figura 8.3). El N mineral es considerado elemento efímero en el suelo, puesto que es rápidamente absorbido, lixiviado o perdido hacia la atmósfera a través de la desnitrificación. La materia orgánica representa un reservorio de N que nunca está completamente vacío y, otras veces, suficientemente lleno para suplir las necesidades de máxima producción de la mayoría de los cultivos (Kiehl, 1985).

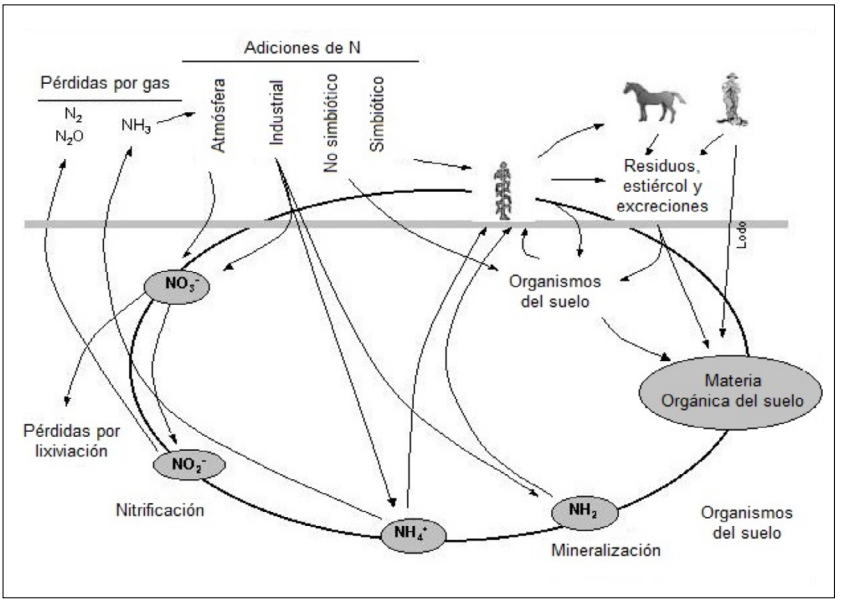


Fig. 8.3. Ciclo del nitrógeno (adaptado de Brady, 1989)

La expresión matemática en la Ecuación 8.1 representa, de forma simplificada, la cantidad de N que podrá ser utilizada por el primer cultivo después de la aplicación de lodo (adaptado de Raij, 1998).

$$N_{DISPONIBLE} = f_{org}\,(N_{ORG}) + f_{vol}\,(N_{AMON}) + N_{NIT} \qquad (8.1)$$

Donde:

$N_{DISPONIBLE}$ = N DISPONIBLE PARA EL 1ER CULTIVO

f_{ORG} = FRACCIÓN DE MINERALIZACIÓN DEL LODO

N_{ORG} = N ORGÁNICO DEL LODO

f_{VOL} = 1 – FRACCIÓN DE VOLATILIZACIÓN DEL N AMONIACAL DEL LODO

N_{AMON} = N AMONIACAL EN EL LODO

N_{NIT} = N NÍTRICO EN EL LODO

La velocidad de mineralización del N orgánico es muy variable en función de la temperatura, humedad y actividad microbiana en el

suelo, entre otros factores. De esta manera, no se puede definir un valor universal para esta fracción de mineralización (*f org*), pudiendo variar ampliamente de un lugar para otro y de año en año; sin embargo, se sabe que varía entre 20 y 70% del N orgánico aplicado. De la misma forma, la fracción de volatilización del N amoniacal también es variable, principalmente en función de la exposición al aire. Estas pérdidas pueden ser minimizadas con la incorporación del biosólido al suelo, así, gran parte del amoníaco que se volatiliza será retenido por las partículas del suelo y permanecerá disponible para las plantas. Un valor típico adoptado de *f vol* es de 30% de volatilización. Por su parte, el N en las formas de nitrato y nitrito, se encuentra rápidamente disponible para las plantas, pudiendo sin embargo, ser rápidamente lavado del perfil de solo con las lluvias.

Es de esta forma que el lodo puede atender completamente la necesidad de N de los cultivos, pudiendo ser aplicado en una única oportunidad, y liberando lentamente el elemento en el suelo, en la medida en que la planta lo necesita. Ante la falta de resultados locales, los datos bibliográficos apuntan hacia una disponibilidad de 30 a 50% del N en el primer año de aplicación del material, cerca de 10 a 20% en el segundo y 5 a 10% en el tercero; el restante a partir del tercer año es considerado como constituyente de la materia orgánica humificada del suelo.

La gran solubilidad del nitrógeno representa gran riesgo de contaminación del nivel freático. Por esta razón, las dosis de biosólidos en la mayoría de las aplicaciones son limitadas en función del aporte de N adicionado al suelo a través del biosólido, que nunca debe ser superior a la demanda del cultivo.

b) Fósforo

El fósforo del lodo proviene de los residuos, células de microorganismos que actúan en el tratamiento del agua residual, detergentes y jabones que utilizan fosfatos como aditivos. Como puede ser evaluado por medio

del Cuadro 8.2, el lodo también es rico en P, con una biodisponibilidad que varía entre 40 y 80% del total contenido en el material.

Las plantas necesitan de cantidades pequeñas de P para su desarrollo vegetativo y producción; sin embargo, el P es el elemento mineral más aplicado en la agricultura brasilera. Este hecho se debe a debe a la baja eficiencia de los abonos químicos con el elemento: solamente 5 a 30% del total de P aplicado a través de fertilizantes químicos es aprovechado por las plantas, fenómeno ocasionado por la alta capacidad de fijación de P de los suelos brasileros.

Los suelos pueden presentar de 100 a 2.500 kg P total/ha; adicionalmente, la cantidad asimilable por parte de las plantas es extremadamente baja, normalmente entre 0,1 y 1,0 kg/ha, dada la elevada capacidad de fijación de los suelos, tanto por precipitación como por adsorción del P a minerales (Figura 8.4).

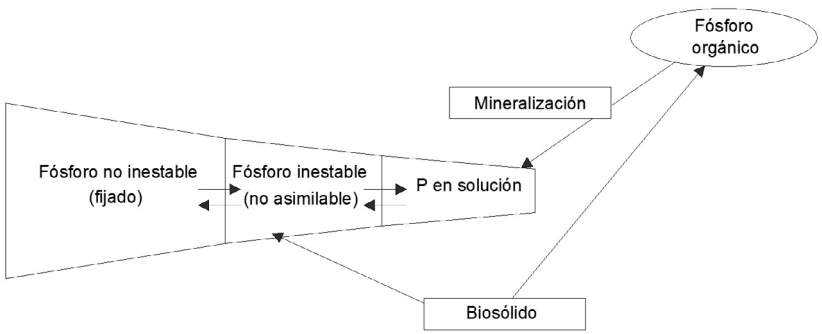


Figura 8.4. Acción del biosólido sobre la disponibilidad de P en los suelos.

El biosólido puede contribuir de dos formas para la optimización del uso de P en la agricultura:

- Puede ser considerado fuente de P, presentando una liberación lenta y continua del elemento para las plantas; y

- Puede actuar en el ciclo del P en el suelo, auxiliando en la disponibilidad del P mineral fijado: la materia orgánica al ser descompuesta libera ácidos, solubilizando parte del P mineral fijado en el suelo; puede realizar complejación del P de la solución del suelo, liberándolo más tarde; y aún puede revestir los componentes del suelo que fijan el P mineral.

c) Corrector del suelo

Cuando la higienización del biosólido se realiza con adición de cal y/o con otro material alcalino, el biosólido podrá ser utilizado, aún como corrector del suelo: aumenta el pH, reduce los niveles de Al y Mn tóxicos, suministra Ca y Mg, mejora la absorción de nutrientes y estimula la actividad microbiana. Sin embargo, demandará mayor cautela en la recomendación de uso, pudiendo provocar desequilibrio nutricional, salinización y aumento de los niveles de pH, por encima de 6,5, lo que perjudicará el desarrollo de los cultivos y su productividad. Estos problemas podrán encontrarse con mayor intensidad en suelos con elevados niveles de Ca + Mg, o, en suelos salinos.

d) Materia orgánica

El contenido de material orgánico de los biosólidos representa otro factor de interés para la agricultura. La materia orgánica ejerce importantes efectos sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, actuando como un acondicionador y contribuyendo sustancialmente para el crecimiento y desarrollo de las plantas. La materia orgánica mejora las características físicas del suelo, actuando como agente cementante, promueve mayor agregación de sus partículas, reduce su cohesión y plasticidad y mejora su capacidad de retención de agua. De manera general, el abonado orgánico aumenta la infiltración y la retención de agua en el suelo y la estabilidad de los agregados, haciendo de tales suelos más resistentes al proceso erosivo.

La adición de material orgánico a un suelo de textura fina (arcilloso) posibilita su reestructuración, haciéndolo más frágil, aumenta la cantidad de poros para el desarrollo radicular y circulación de aire y de agua. En los suelos de textura gruesa (arenosos) la adición de material orgánico agrega las partículas del suelo, formando terrones lo que posibilita la retención de mayores volúmenes de agua.

El biosólido también puede contribuir al mejoramiento de la capacidad de intercambio de cationes de los suelos, que son el reservorio de elementos nutritivos para as plantas, en el mejoramiento del poder tampón de pH y en el estímulo a la actividad microbiana del suelo.

El Cuadro 8.4 presenta de forma generalizada las propiedades de la materia orgánica estabilizada y sus efectos sobre el suelo.

Cuadro 8.4. Propiedades generales del humus y sus efectos asociados en el suelo.

Propiedad	Característica	Efecto en el suelo
Color	Coloración oscura en muchos suelos.	Facilita el calentamiento del suelo.
Retención de agua	La materia orgánica puede retener hasta 20 veces su peso en agua.	Reduce los efectos de la sequía y las pérdidas por lixiviación.
Combinación con minerales de arcilla	Agente cementante de las partículas del suelo en la formación de los agregados.	Facilita la penetración de agua, intercambio de gases, mejora la estabilidad de la estructura, reduciendo el riesgo de erosión.
Agentes quelantes	Forma complejos estables con Mn, Cu, Zn y otros cationes.	Fijación de metales pesados. Aumenta la disponibilidad de micronutrientes.
Solubilidad en agua	La insolubilidad de la materia orgánica se debe a su asociación con arcilla. Además, algunas sales y cationes asociados a la materia orgánica se vuelven insolubles.	Se pierde poca materia orgánica por lixiviación.

Propiedad	Característica	Efecto en el suelo
Efecto tampón	Mejora el efecto tampón del suelo	Ayuda a mantener el pH uniforme y estable en el suelo.
Retención de nutrientes	Varía entre 300 y 1400 Cmol/kg.	Incrementa la capacidad de intercambio catiónico (CTC) del suelo.
Mineralización	La descomposición de la materia orgánica libera nutrientes para las plantas.	Fuente de nutrientes.
Combinación con xenobióticos	Afecta la bioactividad, la persistencia y la biodegradabilidad de pesticidas.	Inmoviliza sustancias tóxicas.
Fuente de energía	Contiene compuestos que suministran energía a micro y mesofauna.	Estimula la vida microbiana, aumentando la biodiversidad del suelo, reduciendo riesgos de plagas y enfermedades. Produce antibióticos y ciertos ácidos fenólicos que pueden aumentar la resistencia al ataque de insectos y patógenos. Enzimas producidas por microorganismos pueden solubilizar nutrientes.

e) Productividad

Los efectos de la utilización de biosólidos sobre las características del suelo y la productividad de los cultivos dependen de las condiciones del suelo, verificando mayores respuestas en los suelos degradados, con problemas de estructura y fertilidad. El Cuadro 8.5 presenta resultados del uso de lodo en escala piloto en prácticas realizadas en pequeñas propiedades en la Región Metropolitana de Curitiba (PR) con la cultura de maíz.

Cuadro 8.5. Efecto de la aplicación de biosólidos y complementación química sobre la productividad de culturas de maíz.

Municipio	Productividad sin lodo (kg/ha)	Productividad con lodo (kg/ha)	Aumento de productividad (%)	Variación absoluta (kg/ha)
Balsa Nova	4.465	8.056	**+ 80**	3.591
Hacienda Río Grande	8.150	8.700	**+ 7**	550
	4.750	7.093	**+ 49**	2.343
	4.925	6.973	**+ 42**	2.048

Fuente: Adaptado de Canziani et al (1999)

El instituto EMATER (Paraná – Brasil), en experimentos realizados en propiedades agrícolas del municipio de Hacienda Rio Grande (Paraná) entre 1994 y 1997, verificó aumentos de productividad entre el 32 y el 54%. Los grandes aumentos de productividad observados en dichos estudios evidencian el bajo nivel tecnológico de esos productores, que muchas veces no hacen uso de correctivos y fertilizantes. En sistemas agrícolas de alta tecnología, las respuestas agronómicas esperadas con uso de biosólidos son menos significativas. De todas maneras, en estos casos, la ventaja económica es la reducción de la demanda de fertilizantes químicos, especialmente nitrógeno, además de las mejorías físicas, químicas y biológicas del suelo a mediano plazo.

8.2.3. Aspectos ambientales

a) Fijación de carbono y efecto invernadero

Desde el punto de vista ambiental, la disposición benéfica del lodo, bien sea en la agricultura, en la recuperación de áreas degradas o como sustrato, interfiere sobre la dinámica del carbono en nuestro planeta.

El carbono existente en el planeta está distribuido en varios componentes de la biósfera (Cuadro 8.6). Como se puede observar, gran parte del carbono del planeta (casi 96%) está concentrado en los

océanos y en los combustibles fósiles, mientras que en la atmósfera, solamente se encuentra presente el 1,67%.

Cuadro 8.6. Distribución del carbono en los diferentes componentes de la biosfera

Componentes	Cantidad (10^2 Gt)	%
Océanos	380,00	84,92
Combustibles fósiles	40,00	8,94
Suelos	15,50	3,46
Biota	4,50	1,01
Atmósfera	7,48	1,67
Total	**447,48**	**100,00**

En los últimos 200 años la influencia antrópica redujo considerablemente el carbono de la biomasa, por la deforestación y la devolución hacia la atmósfera a través de la quema de los combustibles fósiles. De las 6 a 8 Gt de C lanzadas a la atmósfera en estos procesos, 37,5% es transferido a los océanos y 37,5 a 62,5 Gt son acumuladas en la atmósfera (Lashof; Lipar, 1989).

El tiempo de permanencia del CO_2 en los suelos es de, aproximadamente, 25 a 30 años y de 3 años en la atmósfera. Los suelos tienen, por lo tanto, un gran potencial en el manejo del ciclo del carbono y en, consecuencia, sobre el efecto invernadero. Se estima que la remoción anual de carbono de la atmósfera, considerando técnicas que incrementan la producción de biomasa en el suelo, puede llegar a 1,23 Gt/año, considerando 50% de los suelos actualmente utilizados.

La influencia del lodo de aguas residuales en la retención de C orgánico en el suelo fue observada por Melo y Marques (2000) y Melo, Marques y Santiago (1993) con un aumento significativo del carbono orgánico y de la capacidad de intercambio catiónico del suelo. De esta manera, el reciclaje agrícola del lodo, así como cualquier otra forma de manejo de la materia orgánica del suelo, explota los beneficios directos del

aumento de la productividad y de la mejoría de las condiciones físicas del suelo, y deben ser estimuladas para cumplir políticas globales del balance del ciclo del carbono.

b) Control de la erosión y de recursos naturales

La erosión de los suelos es uno de los principales problemas ambientales causados por la agricultura, comprometiendo el potencial productivo del suelo y causando grandes impactos en la calidad del agua de los ríos, con sedimentos, nutrientes y residuos de agrotóxicos.

Al analizar el diagrama de la Figura 8.5, se puede comprender mejor este cuadro, y cómo los procesos interactúan entre sí y muchas veces uno pasa a ser causa del otro.

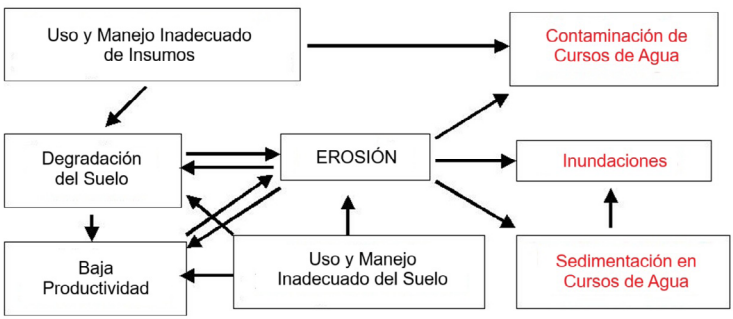


Fig. 8.5. Sistemática de la contaminación ambiental en el sector agropecuario (Paraná, 1994)

El uso y manejo inadecuado del suelo causan grandes perjuicios a los suelos y a los ríos. Junto a las pérdidas por erosión, estimadas en 840 millones de toneladas de suelo anualmente, gran parte de las 60,2 mil toneladas de agrotóxicos usados anualmente en la agricultura brasilera también tendrán su destino en los cuerpos de agua. Gran parte de los recursos aplicados en fertilizantes también se pierden, contribuyendo con la contaminación de los recursos hídricos. Datos de la empresa EMBRAPA (1995) estiman que 43% de la carga total de nitrógeno, 41%

del fósforo y casi 100% del potasio de las sales que contaminan los ríos brasileros tienen su origen en la agricultura.

Las estrategias para control de la erosión consisten en prácticas de adecuación de uso y manejo del suelo que reduzcan la desagregación de las partículas, aumenten la infiltración del agua a través del perfil, y controlen el escurrimiento superficial. La materia orgánica aplicada a través de biosólidos (Ítem 8.2.2.1.d) promueve una mejor agregación de las partículas, mejorando su estructura y, con eso, el desarrollo radicular y la infiltración de agua. También actúa incentivando un crecimiento vegetal más rápido y denso, formando una cobertura más rápida sobre el suelo y, en consecuencia, reduciendo el impacto de la gota de lluvia sobre el suelo. El Cuadro 8.7 relaciona los efectos físico-químicos de la aplicación de biosólidos al suelo y las consecuencias sobre la conservación de los recursos naturales.

Cuadro 8.7. Efectos del uso de biosólidos sobre el control de la erosión y de la contaminación ambiental.

Biosólido	Actuación en el suelo	Consecuencias en el suelo	Efectos en el medio ambiente
Materia orgánica	Agregación de las partículas del suelo Adsorción (almacenamiento) de nutrientes	Aumento de la infiltración de agua en el suelo Aumento de la resistencia al impacto de la lluvia Reducción de pérdidas por lixiviación Mejoría de la fertilidad del suelo	Reducción del escurrimiento superficial por el aumento de la infiltración Reducción de la contaminación y acumulación de sedimentos en ríos, reservorios y represas Reducción de la lixiviación de nutrientes y de la contaminación del nivel freático
Nutrientes	Fuente de nutrientes	Mejoría del desarrollo vegetal Nutrición adecuada y crecimiento de la biomasa microbiana Aumento de la producción de biomasa	Aumento de la cobertura del suelo Mejoría de la agregación del suelo Reciclaje de nutrientes

8.2.4. Sector de saneamiento

Sobre el sector de saneamiento, el uso benéfico de los biosólidos representa una alternativa de gran alcance para un problema grave y que tiende a acentuarse aún más en los próximos años. Actualmente, mientras más del 80% de la población brasilera es servida con agua tratada, menos de 35% es atendida con colecta de aguas residuales y, de ese valor, cerca de 10% recibe tratamiento adecuado, del cual no se tiene ninguna estimación del porcentaje de lodo producido que presenta disposición final adecuada. Así, la perspectiva de aumento de la producción de lodo es consecuencia del mejoramiento de los niveles de saneamiento básico de la población.

En este escenario, la producción de biosólidos y su disposición benéfica se viene destacando, a nivel mundial, por reducir la presión de la explotación sobre los recursos naturales, reducir la cantidad de residuos con restricciones ambientales en cuanto a su destino final (Brown, 1991), viabilizar el reciclaje de nutrientes, promover mejorías físicas, especialmente en la estructuración del suelo y por presentar una solución de largo alcance para la disposición del lodo.

Esta alternativa, cuando se realiza dentro de criterios técnicos seguros, logra asociar bajo costo e impacto ambiental positivo. Sin embargo, depende de una adecuada planeación que considere un amplio conjunto de informaciones, tales como: estimativa de la producción, evaluación de la calidad, aptitud de las áreas de aplicación, organización y operación de la distribución, alternativas de higienización, adecuaciones necesarias a la PTAR y monitoreo ambiental. Se debe garantizar que se dispondrá de un insumo de buena calidad para la agricultura, con garantía de seguridad sanitaria y ambiental para la población.

8.3. REQUISITOS Y RIESGOS ASOCIADOS

8.3.1. Preliminares

Tanto los países norte-americanos como los europeos reconocen las formas de disposición benéfica, y, en especial el reciclaje en la agricultura, como las mejores alternativas a mediano y largo plazos. Las principales limitaciones de esta opción serían los riesgos de contaminación del suelo con metales pesados agentes patógenos, y la lixiviación de nitrógeno y fósforo, contaminando el nivel freático y las aguas superficiales. Sin embargo, lo que se ha observado en los últimos años en todo el mundo es el constante mejoramiento de la calidad del lodo, la producción de un material con menor contaminación química y mejor perfil sanitario, reduciendo los riesgos de estas modalidades de disposición.

Los riesgos asociados a la disposición benéfica de biosólidos en el suelo se refieren, principalmente, al contenido de metales pesados, al perfil sanitario, a la estabilidad, al contenido de nitrógeno y a la interacción del lodo con el medio ambiente.

8.3.2. Calidad del biosólido

8.3.2.1. Contenido de metales pesados

Los metales pesados pueden, por encima de ciertos límites, ser tóxicos para los organismos del suelo, para las plantas y para el hombre. El contenido de estos elementos en los biosólidos, en general, es superior al encontrado en los suelos, y sus límites de toxicidad son bastante estrechos, lo que se refleja en la necesidad de acompañamiento constante de las cantidades de tales elementos aplicados al suelo, junto con los biosólidos.

Los principales elementos que ofrecen riesgo son: arsénico (As), cadmio (Cd), cobre (Cu), cromo (Cr), mercurio (Hg), níquel (Ni),

molibdeno (Mo), plomo (Pb), selenio (Se), zinc (Zn) y cobalto (Co). El origen de estos elementos en el biosólido puede ocurrir a través:

- de los efluentes domésticos: canalizaciones, heces y aguas residuales de lavado;
- de las aguas pluviales: agua de escorrentía de superficies metálicas o de las calles, que arrastran residuos de metales provenientes del humo de vehículos;
- de los efluentes industriales: principal fuente de contaminación, que contribuye con elementos específicos de acuerdo con la actividad específica de la industria.

El contenido de metales pesados en biosólidos, comparado con la concentración encontrada en algunos residuos orgánicos, fertilizantes fosfatados y material calcáreo, usados extensivamente en la agricultura, se muestra en el Cuadro 8.8.

Como se puede observar, el contenido de metales en los biosólidos es muy variable, dependiendo principalmente de la ligación de industrias y de los metales involucrados en el proceso de estas empresas. En muchos países, e inclusive en algunos estados brasileros, la presencia de metales pesados constituye el factor de mayor limitación a las prácticas de disposición benéfica de los biosólidos. Las alternativas tecnológicas para remoción de estos elementos de los biosólidos son, actualmente, incipientes y muy caras. La mejor alternativa para mantener la calidad del biosólido aún es el control preventivo de las descargas industriales y clandestinas en las redes de colecta de aguas residuales domésticas.

El control de la cantidad de metales presente en el biosólido es el paso inicial de un programa de monitoreo, pese a que la cuestión más importante recaiga sobre la acumulación de estos elementos en el suelo, resultado de la aplicación sucesiva de material contaminado.

Cuadro 8.8. Niveles de metales pesados (mg/kg) en biosólidos de diferentes orígenes y otros materiales utilizados en la agricultura en Brasil.

Material	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg	Referencia
Lodo de agua residual	4,10	103	101	77	117	137		Tsadilas et al, 1995
Lodo de agua residual	11,00	---	344	---	524	1.107		Tackett et al., 1986
Lodo de agua residual	---	3.700	---	600	180	2.300		Kasatikov, 1992
Lodo de agua residual	28,00	1.040	565	100	520	2.200		Tan, 1995
Lodo de agua residual	---	250	800	80	700	3.000		
Lodo de agua residual (Paraná, Brasil)	<2,5	125	401	81	268	1.340		Miyazawa et al, 1996
Lodo CAESB (Distrito Federal, Brasil)	<10		186	34	50	1060	4	Silva et al, 2000
Vila Leopoldina (São Paulo, Brasil)	10	132	429	238	200	510		Melo et al., 1998
Suzano (São Paulo, Brasil)	4	3291	1329	248	186	2858		André, 1994
Belém (Paraná, Brasil)	nd	178	439	73	123	824	1	SANEPAR, 1997
UASB (Paraná, Brasil)	nd	58	89	40	64	456	0,5	
Lodo textil	4,00	2.490	390	63	120	864		Tan, 1995
Compost de agua residual	8,00	209	391	350	811	890		Sins & Kline, 1991
Fertilizante fosfatado	0,1 - 170	66 - 245	1 – 300	7 – 38	7 - 225	50 - 1.450		Alloway, 1993
Calcáreo	0,04 - 0,1	10 - 15	2 – 125	10 – 20	20-1250	10 - 450		
Estiércol de bovino	0,11	27,5	90,2	3,5	11,1	220		Miyazawa et al, 1999
Estiércol de porcino	0,58	19,3	230,0	4,0	19,6	1670		
Estiércol de aves	0,33	15,9	72,8	2,6	5,9	151		
Residuos sólidos urbanos	0,71	23,3	66,1	3,8	10,6	427		

Diversos países han fijado valores acumulativos máximos para tales elementos en el suelo. Sin embargo, la dinámica de los metales y su grado de toxicidad dependen de muchos factores peculiares para cada región, entre ellos: contenido original, textura, materia orgánica, tipo de arcilla, intensidad del intemperismo, pH y capacidad de intercambio catiónico. De esta manera, al definir un valor genérico para todo tipo de suelo, se corre el riesgo de permitir acumulaciones excesivas en algunos suelos, en detrimento de viabilizar el uso en otros. Lo ideal es definir valores para cada gran unidad geomorfológica regional, reuniendo así grupos de suelo y clima semejantes.

El Cuadro 8.9 hace una comparación de la cantidad de Cd, Pb y Cr adicionados al suelo por medio de la aplicación de dos biosólidos con niveles diferenciados de tales elementos y de un producto calcáreo.

Se debe observar que estos datos representan el incremento máximo de disponibilidad de estos elementos que el suelo presentará, toda vez que se asume 100% del elemento disponible. Existen, sin embargo, diversos factores involucrados en la dinámica de tales elementos en el suelo, partiendo de su interacción con las partículas y elementos químicos del suelo (nutrientes o no), con la materia orgánica y de la interacción de los metales entre sí. Por ejemplo, la presencia de Cl en el suelo puede precipitar Ag, impidiendo su absorción, y, por otro lado, aumentar la disponibilidad de Cd. De forma similar, el Zn puede ser absorbido en cantidades tóxicas por las plantas antes que la acumulación de Cd sea significativa, revelando una dinámica bastante compleja de tales elementos en el suelo.

Es fundamental conocer la cantidad de elementos contaminantes que están siendo incorporados a suelo para poder limitar la cantidad de biosólido a aplicar, previniendo así la ocurrencia de cualquier problema futuro.

Cuadro 8.9. Acumulación de Cd, Pb y Cr en el suelo por la aplicación de dos biosólidos y un tipo de material calcáreo.

Ítem	Unidad	Biosólido A[1]	Biosólido B	Calcáreo
Concentración en el biosólido				
Cd	mg/kg	20,00	40,00	0,10
Pb	mg/kg	750,00	1.200,00	635,00
Cr	mg/kg	1.000,00	1.750,00	12,50
Nivel acumulativo en el suelo [3,4] (1 aplicación) – 6 toneladas materia seca				
Cd	mg/kg (suelo)	0,0600	0,1200	0,0003
Pb	mg/kg (suelo)	2,2500	3,6000	1,9050
Cr	mg/kg (suelo)	3,0000	5,2500	0,0375
Nivel acumulativo en el suelo (10 aplicaciones) – 60 toneladas materia seca				
Cd	mg/kg (suelo)	0,6000	1,2000	0,0030
Pb	mg/kg (suelo)	22,5000	36,0000	19,0500
Cr	mg/kg (suelo)	30,0000	52,5000	0,3750
Máximos de acumulación[2]		**EC**	**EUA**	
Cd	mg/kg (suelo)	1-3	20	
Pb	mg/kg (suelo)	50-300	180	
Cr	mg/kg (suelo)	-	1530	

1 Conteniedo de metales en los biosólidos:
A – nivel más restrictivo de la directiva de la Comunidad Europea y
B – valor menos restrictivo (Hall, 1997); y del Calcáreo (promedio tabla 8)

2 Niveles acumulativos máximos: Hall, 1998

3 Cantidad de metal aplicada = Contenido en el Biosólido x Tasa de Aplicación = mg/kg x kg (materia seca)/ha = mg/ha

4 Concentración acumulativa = nuevo contenido en el suelo = cantidad adicionada / Masa de suelo* = $mg.ha^{-1}$/ $kg.\ ha^{-1}$ = mg/kg

* Masa del suelo arable por hectárea considerada: 2000 t

8.3.2.2. Sanidad

El perfil microbiológico de las aguas residuales revela la presencia de muchos organismos causadores de enfermedades, incluyendo bacterias, virus, protozoarios y helmintos, que tienden a concentrarse en el lodo durante el proceso de tratamiento. La concentración de estos elementos en el biosólido es reflejo directo del perfil de salud de la población atendida por las redes de colecta del alcantarillado sanitario.

Estos microorganismos constituyen riesgo potencial para la salud humana y animal, en la medida en que pueden ser transmitidos a través de alimentos, de la contaminación de cursos de agua, a través del agua de escurrimiento superficial, o a través de vectores como insectos, roedores y pájaros. Para controlar tales riesgos, antes de ser utilizado, el biosólido debe ser sometido a un proceso de higienización con miras a reducir el nivel de contaminación del material hasta niveles compatible con el uso pretendido, observando la legislación pertinente.

Generalmente los biosólidos con altos niveles de sólidos volátiles son sometidos a procesos de estabilización físicos, químicos o biológicos, antes de ser utilizados. La estabilización generalmente reduce el contenido de patógenos y la liberación de olores en el biosólido. Sin embargo, muchas veces, inclusive después de la estabilización, los biosólidos presentan niveles elevados de patógenos, y deben ser sometidos a un proceso de higienización. El Cuadro 8.10 presenta los contenidos de patógenos de biosólidos de algunas PTARs en Brasil.

Cuadro 8.10. Presencia de elementos patógenos en biosólidos de algunas PTARs brasileras.

PTAR (Estado de Brasil)	**Tipo de lodo**	**Helmintos / g ms***	**Coliformes fecales** NMP/g
Sul (Distrito Federal)	Digerido anaerobio	13 huevos viables	10^6
Belém (Paraná)	Digerido aerobio	9,02 huevos	6,17 x 10^6
Belém (Paraná)	Digerido aerobio encalado	0,04 huevos viables	< 200
Ralf (Paraná)	Digerido anaerobio	5,02 huevos viables	
Ralf (Paraná)	Digerido anaerobio encalado	0 huevos viables	
Lagoa (Espírito Santo)	Sedimentado	4,2 huevos viables	4,9 x 10^4
Barueri (Sao Paulo)	Digerido anaerobio	0,25 huevos viables	
Franca (Sao Paulo)	Digerido anaerobio	0,9 huevos viables	7,6 x 10^5

Fuente: adaptado de Thomaz Soccol (1999), Tsutiya (2000), Luduvice (2000) y Franci (2000)

*ms = materia seca

Existen varias tecnologías para la reducción de agentes patógenos en biosólidos, partiendo de alternativas más simples como el encalado, hasta procesos más complejos y onerosos, como la radiación beta o gama (ver Capítulo 6).

El proceso de higienización adoptado es importante en la gestión y manejo (gerenciamiento) de la disposición final de los biosólidos, primero por el nivel sanitario alcanzado, lo que define las vías de disposición o utilización del producto final de acuerdo con el riesgo potencial de contaminación. Los efectos de estos procesos sobre la calidad agronómica del material también son relevantes. Así, la adición de cal al biosólido mejora sus características físicas y le proporciona el potencial de correctivo agrícola. Sin embargo, dicha adición diluye la cantidad de nutrientes de acuerdo con el nivel de encalado adoptado, provoca la conversión del N amoniacal a amoníaco libre, pérdida por volatilización hacia el aire durante el período de maduración.

El compostaje puede ser realizado hasta la estabilización final del biosólido, o ser interrumpida después de la fase termófila, en la cual los patógenos ya han sido eliminados. Al ser realizada hasta el final, el material orgánico resultante estará estabilizado y parcialmente humificado, produciendo efectos muy superiores sobre la estructura y acondicionamiento de los suelos. Cuando el compostaje es interrompido después de la fase termófila, pese a que el material resultante aún se encuentre "verde", se revela como mejor fuente de nutrientes y sustrato para la actividad biológica, y, así como el lodo encalado, actuará secundariamente como acondicionador del suelo, después de la humificación de su materia orgánica.

El secado térmico, además de ser un proceso de deshidratación, se constituye también en un proceso de higienización y estabilización. Este proceso involucra la utilización de temperaturas elevadas en corto período de tiempo, esterilizando el biosólido. En este proceso el material resultante presenta bajo contenido de agua, excelente aspecto físico y una pérdida de nutrientes (esencialmente nitrógeno) en relación al biosólido original.

8.3.2.3. Contaminantes orgánicos

La USEPA (1979) identifica 114 compuestos como contaminantes orgánicos que son vertidos en aguas residuales domésticas o en efluentes industriales. Algunos son volatilizados y otros efectivamente reducidos por el tratamiento biológico mientras que otros se concentran junto con la materia orgánica durante el espesamiento del lodo y contaminan el biosólido. Adicionalmente, según la EPA, tales compuestos son potencialmente peligrosos por las siguientes razones:

- Presentan baja solubilidad en el agua y presentan movilidad limitada en el suelo, acumulándose en este;
- Son resistentes a la degradación microbiana y por ello son relativamente estables en el suelo;
- Son absorbidos por los seres vivos y acumulados en sus tejidos;

- Son transferidos a lo largo de la cadena alimenticia, acumulándose en los eslabones superiores (proceso de magnificación biológica);
- Son altamente tóxicos para el hombre, muchos son cancerígenos, mutagénicos o teratogénicos.

La ocurrencia de estos compuestos en el agua residual y en el lodo aún no se encuentra tan bien caracterizada en cuanto a los metales pesados, inclusive en los países desarrollados. Al contrario de los materiales orgánicos naturales presentes en el lodo crudo, pocos sintéticos orgánicos son susceptibles a la biodegradación y persisten en el lodo y en las aguas residuales.

Los compuestos encontrados en el lodo clasificados como micro contaminantes orgánicos incluyen, entre otros, compuestos persistentes altamente tóxicos como:

- hidrocarbonatos aromáticos y fenólicos
- pesticidas y agrotóxicos
- polibromenatos bifenil (PBBs)
- policlorinato bifenil (PCBs)

Con excepción de los PCBs, muy poco se sabe sobre la concentración y destino de los compuestos tóxicos orgánicos en el agua residual y en el suelo después de la aplicación del lodo. Los PCBs se concentran en el lodo durante el tratamiento del agua residual, y, cuando son ingeridos por el hombre o por animales, son directamente absorbidos por el intestino. Una vez que se encuentran en el cuerpo humano, tales compuestos pueden tener acción mutagénica, teratogénica y carcinogénica (Health and Welfare Canada, 1980).

Una vez adicionadas al suelo junto al lodo de agua residual, estas sustancias orgánicas pueden ser descompuestas por la energía solar (foto-oxidación), pueden sufrir volatilización o biodegradación, que pueden ser importantes en la alteración de su estructura y peculiaridades de toxicidad.

Tampoco puede hacerse una generalización con relación a la habilidad de translocación de estos compuestos en los vegetales. Sin embargo, se sabe que algunos compuestos orgánicos tóxicos son absorbidos directamente por las raíces de las plantas y translocados por sus vasos capilares hacia la parte aérea.

8.3.2.4. Estabilidad y atracción de vectores

Problemas como la atracción de insectos vectores, pequeños roedores y liberación de olores pueden ocurrir en áreas de almacenamiento y aplicación del biosólido. Tales problemas están asociados a la baja eficiencia del proceso de estabilización del material, resultando en un producto final que aún posee gran contenido de sólidos volátiles, que deberían haber sido eliminados en los procesos de tratamiento del agua residual y/o del lodo (digestión aerobia/anaerobia).

Dichos sólidos volátiles serán, entonces, eliminados durante el almacenamiento del producto y/o aún, después de ser aplicados al suelo, con la descomposición del lodo. Como consecuencia de ello, insectos y pequeños animales pueden ser atraídos, lo que puede desencadenar un proceso de recontaminación del biosólido, en el caso que estos sean vectores de enfermedades.

Existen varios parámetros que permiten evaluar el grado de estabilidad de la materia orgánica: uno de ellos es la propia emisión de olores. Los métodos más simples y directos consisten en la verificación del contenido de cenizas y en la reducción de los sólidos volátiles del lodo, con la ventaja de poder ser verificados en pequeñas muestras obtenidas en los sistemas.

8.3.3. Riesgos asociados al área de aplicación

8.3.3.1. Preliminares

Además de la calidad del lodo, el uso seguro de biosólidos aún depende de una serie de características de las áreas donde será aplicado, para que los riesgos de contaminación del medio ambiente y de la población sean minimizados. Es necesario que las áreas de aplicación sean seleccionadas según parámetros que reduzcan a niveles mínimos los riesgos asociados a su uso, y que propicien los mejores resultados agronómicos. Tales criterios están relacionados a la aptitud del suelo para aplicación de biosólidos, a condicionantes ambientales y a restricciones de uso para determinados cultivos.
El suelo es considerado apto cuando la incorporación del material promueve la rápida actividad biológica y el reciclaje de nutrientes, materia orgánica y otros componentes sin ofrecer riesgos al ambiente, a la salud y al potencial productivo del suelo. En este sentido, los factores que ofrecen mayor riesgo son, en general:

- **Contaminación del agua subterránea** debido a la lixiviación de componentes del biosólido, principalmente N, asociado al drenaje interno del suelo;
- **Contaminación de agua de superficie** debido al arrastre superficial de componentes del biosólido, asociado a la erodabilidad del suelo; y
- **Contacto directo del biosólido con personas y animales** debido a la aplicación en áreas cercanas a residencias, áreas de frecuentación pública, al no uso de EPI (equipos de protección individual) en la aplicación y otros.

El potencial productivo del suelo puede ser comprometido por desequilibrios físico-químicos y nutricionales, principalmente relacionados al pH y a la concentración salina de los suelos. Cuando el sistema de higienización empleado involucre procesos alcalinos, como el encalado, el biosólido puede elevar el pH de los suelos a niveles inadecuados,

provocando disturbios sobre la disponibilidad de nutrientes. La utilización frecuente de este tipo de biosólido, adicionada a grandes cantidades de Ca y Mg en el suelo, que pueden alcanzar concentraciones excesivamente elevadas, pueden provocar desequilibrio de nutrientes y, en una etapa más avanzada, salinización del suelo.

8.3.3.2. Aptitud de los suelos

La aptitud de los suelos para el uso de biosólidos debe ser evaluada por el comportamiento del suelo en cuanto a la erodabilidad, al drenaje interno y, aún, a impedimentos a la motomecanización, que resultan en dificultad para su aplicación e incorporación adecuadas del biosólido.

De acuerdo con la USEPA (1979), las calidades óptimas del suelo para la aplicación de lodo son: profundidad, alta capacidad de infiltración y percolación, textura fina suficiente para alta capacidad de retención de agua y nutrientes, buena capacidad de drenaje y de aireación, pH alcalino a neutro (para reducir la movilidad y la solubilidad de metales pesados).

El Cuadro 8.11 relaciona algunos parámetros del suelo que deben ser involucrados en el proceso de caracterización de la aptitud del suelo para fines de uso de biosólidos.

Cuadro 8.11. Parámetros edáficos involucrados en la evaluación de la aptitud de los suelos para uso de biosólidos.

Parámetro	Importancia para definición de la aptitud
Profundidad	El suelo es un buen medio filtrante, que dificulta la lixiviación de los componentes del lodo y en consecuencia la contaminación del nivel freático. Sin embargo, elementos con alta solubilidad como el nitrógeno y el potasio pueden alcanzar profundidades mayores y ocasionar problemas. Suelos muy profundos presentan menores riesgos de translocación y distribución del lodo y de sus subproductos por el perfil del suelo. La distancia mínima entre la superficie del suelo y la roca debe ser de 1,5 m.
Textura	La textura del suelo está relacionada con su capacidad de filtración y con la facilidad de percolación de los componentes del lodo a través del perfil del suelo, y que pueden contaminar las aguas subterráneas. Suelos muy arenosos o muy permeables, permiten la lixiviación de estos componentes con facilidad. Suelos muy arcillosos, por otro lado, dificultan sobremanera el drenaje.
Erosión	El grado de susceptibilidad a la erosión del suelo está asociado al riesgo de transporte de componentes del lodo por escurrimiento superficial. La determinación del nivel de restricción de un suelo en función de la susceptibilidad a procesos erosivos es evaluada por la asociación de las características de relieve (forma, pendiente y longitud de la rampa) y de las características físicas (textura y agregación) del suelo.
Relieve	Las características del relieve están directamente asociadas a la velocidad de escurrimiento superficial de las aguas, y a las características físicas sobre la posibilidad de arrastre de partículas. De esta manera, un suelo de textura media en un terreno plano no ofrece riesgo para uso de lodo. Mientras que un suelo de textura arenosa en pendiente superior al 20% indiscutiblemente tendrá problemas de erosión.

Parámetro	Importancia para definición de la aptitud
Nivel freático	Si el nivel freático estuviese muy cercano a la superficie del suelo el chance de contaminación ambiental aumenta. Cuanto mayor sea el perfil, mayor será el contacto de los elementos constitutivos del lodo con el suelo, y menor será la posibilidad de contaminación por lixiviación de tales elementos. Cuanto más profundo el nivel freático, menor será el riesgo de su contaminación, debe ser observada siempre una distancia mínima de 1,5 m desde la superficie del suelo.
Drenaje e hidromorfismo	Los suelos mal drenados tienden a crear condiciones de anaerobiosis y de alta humedad, indeseables para el uso agrícola del lodo. Tales condiciones son favorables para el mantenimiento de algunos patógenos en el suelo y son perjudiciales a la actividad de degradación biológica de la materia orgánica. Los suelos con hidromorfismo normalmente ocurren en las cabeceras y márgenes de los ríos, y presentan nivel freático muy cercano a la superficie, eventualmente aflorando en determinadas épocas del año, presentando alto riesgo de contaminación de los cuerpos hídricos.
Pendiente	Áreas agrícolas con pendiente pronunciada presentan alta susceptibilidad a la erosión, resultado de la mayor velocidad de escurrimiento superficial del agua de lluvia. Si el lodo fuese aplicado en tales áreas, el transporte para cursos de agua, o la simple acumulación en áreas más bajas, será inevitable, teniendo como consecuencia la contaminación de tales ambientes. Así, se recomienda su utilización en áreas con pendiente de hasta el 8%, se admite su uso en pendientes de hasta el 20% y no se recomienda su uso en áreas con pendientes superiores.
Estructura	Se refiere a la organización de las partículas que forman los agregados del suelo. Estructuras de suelo muy compactas restringen el movimiento del agua, la penetración de las raíces y la aireación del suelo. La restricción a la infiltración del agua facilita el transporte del lodo por erosión, mientras que la falta de aireación disminuye la velocidad de biodegradación del lodo.

Souza et al. (1994) sistematizaron un sistema de clasificación de la aptitud del suelo para uso de lodo que relaciona estos parámetros y el grado de riesgo asociado a cada uno de ellos. Este sistema fue elaborado con miras tanto para la utilización a nivel de campo, en la definición de aptitud de cada parcela, como en un nivel gerencial y de planeación, para la definición de zonas preferenciales a partir de mapas de suelo (Cuadro 8.12).

Cuadro 8.12. Sistema de clasificación de la aptitud del suelo en Brasil para aplicación de biosólidos

Factor	Criterio	Grado	Clase
Profundidad	Latosoles oxisoles, cambisoles o podsoles profundos	0-nulo	**I**
	Cambisoles o podsoles con citación de poca profundidad	2-moderado	**III**
	Litólicos u otras unidades con citación de suelos muy poco profundos	3-fuerte	**V**
Textura superficial	Textura arcillosa (35 a 60% de arcilla)	0-nulo	**I**
	Textura muy arcillosa (> de 60% arcilla) y media (15-35% arcilla)	1-ligero	**II**
	Textura limosa (<35% de arcilla y <15% de arena)	2-moderado	**III**
	Textura arenosa (<15% de arcilla)	3-fuerte	**IV**

Factor	Criterio	Grado	Clase
Susceptibilidad a la erosión	Suelos en relieve plano	0-nulo	**I**
	Suelos arcillosos o muy arcillosos en relieve suave ondulado	1-ligero	**II**
	Suelos textura media o limosa en relieve suave ondulado y suelos con textura arcillosa y muy arcillosa en relieve ondulado	2-moderado	**III**
	Suelos de relieve ondulado con textura arenosa y/o carácter abrupto o relieve fuerte ondulado asociado a textura muy arcillosa	3-fuerte	**IV**
	Relieve fuerte ondulado, con textura media y arenosa relieve montañoso o escarpado independiente de la clase textural	4-muy fuerte	**V**
Drenaje	Suelos acentuadamente bien drenados	0-nulo	**I**
	Suelos fuertemente drenados	1-ligero	**I**
	Suelos moderadamente drenados	2-moderado	**III**
	Suelos imperfectamente y excesivamente drenados	3-fuerte	**V**
	Suelos mal y muy mal drenados	4-muy fuerte	**V**
Relieve	Relieve plano (0-3%)	0-nulo	**I**
	Relieve suave ondulado (3-8%)	1-ligero	**II**
	Relieve ondulado (8-20%)	2-moderado	**III**
	Relieve fuerte ondulado (20-45%)	3-fuerte	**IV**
	Relieve montañoso o escarpado (mayor que 45%)	4-muy fuerte	**V**

Factor	Criterio	Grado	Clase
Pedregosidad	suelos sin fase pedregosa	0-nulo	**I**
	citación de pedregosidad en la leyenda	2-moderado	**IV**
	suelos con fase pedregosa	4-fuerte	**V**
Hidromorfismo	suelos sin indicación de hidromorfismo	0-nulo	**I**
	suelos con carácter gleico	2-moderado	**III**
	suelos hidromórficos	3-fuerte	
pH	suelos con pH inferior a 6,5 para aplicación de lodo encalado cualquier rango de pH para lodo compostado	0-nulo	**I**
	suelos con pH igual o superior a 6,5 para uso de lodo encalado	4-fuerte	**V**

Fuente: adaptado de Souza et al. (1994)

La aptitud propiamente dicha es definida como la clase más restrictiva obtenida. Por ejemplo, el suelo puede ser enmarcado como clase I para profundidad, III para textura, III en cuanto a la susceptibilidad a la erosión, IV en términos del relieve y I para pedregosidad, hidromorfismo y pH. La clase de aptitud final de este suelo será IV, considerando el gran riesgo asociado a la fuerte pendiente del terreno, riesgo elevado para erosión y escurrimiento superficial.

La aptitud de los terrenos según las clases puede ser interpretada de la siguiente forma:

- **Suelos Clase I**: presentan muy alto potencial para uso de biosólidos.
- **Suelos Clase II**: presentan alto potencial para uso de biosólidos.
- **Suelos Clase III**: presentan potencial moderado para uso de biosólidos, para ellos deben recomendarse prácticas rigurosas de conservación de suelos, para el permiso de uso del material, aunque sin restricciones.
- **Suelos Clase IV**: podrán ser utilizados en el programa siempre se

presenten criterios atenuantes, como alternativas del manejo y prácticas de cultivos. Sin embargo, ofrecerán riesgo, cuando tales medidas no sean efectivamente tomadas.

- **Suelos Clase V**: bajo ninguna hipótesis pueden recibir aplicaciones de biosólidos. En tales suelos la utilización del residuo representa graves riesgos al medio ambiente y a la población.

Ejemplo 8.1.

Definir la clase de aptitud del suelo LATOSOL ROJIZO Distroférrico A moderado textura arcillosa fase bosque tropical perennifolio relieve suave ondulado.

Solución:

Utilizando los criterios del Cuadro 8.13 (sistema de clasificación de la aptitud del suelo para aplicación de biosólidos), se tiene:

Cuadro 8.13. Clasificación del suelo Latosol Rojizo Distroférrico

Criterio	***Observación***	***Nivel de restricción***	***Clase Aptitud***
Profundidad	*Latosoles son suelos profundos, normalmente con más de 1,5 m.*	*0 – Nulo*	*Clase I*
Textura superficial	*Textura arcillosa no representa dificultad de mecanización*	*0 – Nulo*	*Clase I*
Susceptibilidad a la erosión	*La asociación de textura arcillosa en terreno suave ondulado representa bajo riesgo de erosión en suelos bien manejados*	*1 – Ligero*	*Clase II*
Drenaje	*No presenta problemas de drenaje, ni excesivo ni malo.*	*0 – Nulo*	*Clase I*

Criterio	*Observación*	*Nivel de restricción*	*Clase Aptitud*
Relieve	*Relieve suave ondulado asociado a un manejo impropio puede resultar en erosión*	*1 – Ligero*	*Clase I*
Pedregosidad	*No hay citación de pedregosidad*	*0 – Nulo*	*Clase I*
Hidromorfismo	*No es suelo con carácter de gleysoles*	*0 –Nulo*	*Clase I*
Clasificación Final	***II ER1 R1** Suelo con gran potencial para uso de biosólido, deben ser observadas adecuaciones de manejo para evitar erosión.*		

Ejemplo 8.2.

La Figura 8.6 presenta el mapa de suelos (esc. 1:600.000) de una región donde se pretende evaluar el potencial de los suelos para disposición agrícola de biosólidos.

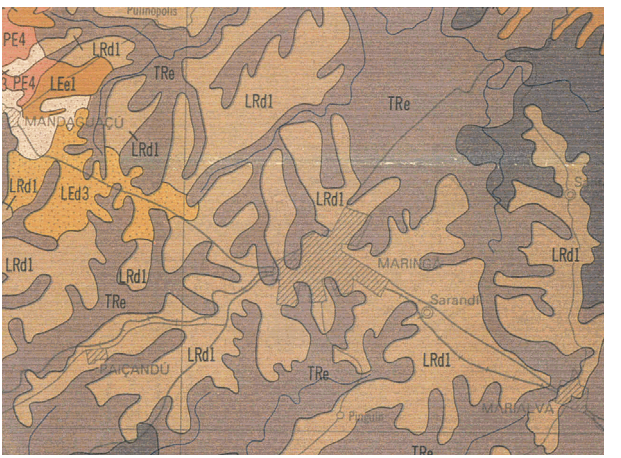


Figura 8.6. Mapa de suelos

Los tipos de suelos identificados en el mapa, con las respectivas áreas, son:

- ***LRd1:*** *Latosol Rojizo distroférrico con A moderado textura arcillosa fase bosque tropical perennifolio relieve suave ondulado – 64.690 ha*
- ***LEd3:*** *Latosol Rojo distrófico con A moderado textura media fase bosque tropical subperennifolia relieve suave ondulado y prácticamente plano – 19.250 ha*
- ***LEe1:*** *Latosol Rojo Eutrófico con A moderado textura arcillosa fase bosque tropical subperennifolia relieve suave ondulado y prácticamente plano – 18.630 ha*
- ***BV(a):*** *Asociación Chernozem argílico férrico poco profundo textura arcillosa pedregosa fase bosque subperennifolia relieve fuerte ondulado + Suelos Neosuelos litólicos eutróficos A Chernozem textura pedregosa fase bosque tropical subcaducifolia relieve fuerte ondulado y montañoso (sustrato roca eruptiva básica) – 62.610 ha*
- ***TRe3:*** *Nitosol Rojo eutroférrico con A moderado textura arcillosa bosque tropical subperennifolia relieve suave ondulado y ondulado – 188.250 ha*
- ***PV3:*** *Suelo arcillosos Rojo Amarillo Distrófico Tb A Moderado Textura Arenosa/Media fase bosque tropical subperennifolia relieve suave ondulado – 6.560 ha*

Se pide:

- *Clasificar los suelos en cuanto a la aptitud para uso de biosólidos.*
- *Elaborar el mapa de zonas preferenciales*
- *Interpretar el mapa de zonas preferenciales*

Solución:

Usando la metodología presentada en el Cuadro 8.14, los suelos de la región son clasificados así:

Cuadro 8.14. Clasificación de los suelos de la región en estudio en cuanto a la aptitud para uso de biosólidos

Suelos	Factores de limitación							Clase
	PR	TE	ER	DR	RE	PE	HI	
LEe1	0	0	1	0	1	0	0	II ER1 R1
LEd3	0	1	1	0	1	0	0	II ER1 R1
TRe	0	0	2	0	1 y 2	0	0	II ER1 R1 III ER2 R2
PV3	0	1 y 2	2 y 3	0	1	0	0	IV ER3
LRd1	0	0	1	0	1	0	0	II ER1 R1
BV(a)	4	0	3 y 4	0	3 y 4	3 y 4	0	V

El mapa de zonas preferenciales presentará, por lo tanto, 4 (cuatro) clases de aptitud: II ER1 R1, II ER1 R1 + III ER2 R2, IV ER3 y V. El mapa de suelos es, entonces, enmarcado en las clases de aptitud para uso de lodo, generando el mapa de zonas preferenciales (Figura 8.7), que será utilizado para la definición de áreas estratégicas para reciclaje agrícola de biosólidos.

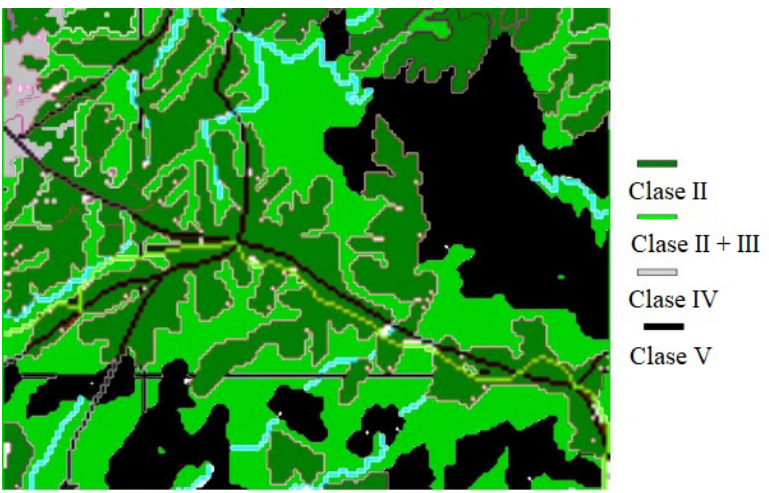


Figura 8.7. Mapa de las zonas preferenciales de aplicación de acuerdo con la aptitud de los suelos.

Interpretación:

Los suelos clase I, II y III presentan aptitud muy alta, alta y moderada para uso de lodo y, por lo tanto, son suelos donde el uso es permitido. En la región estudiada, solamente 19,21% de los terrenos son de aptitud IV y V, por lo tanto, no son recomendadas para uso del biosólido. En condiciones especiales, los terrenos clase IV podrían ser asociados al programa, como en el caso de la aplicación en hoyos o cepas para fruticultura. En el 80,78 % de los suelos restantes no hay limitación para la aplicación de biosólidos, como muestra el Cuadro 8.15.

Cuadro 8.15. Clases de suelo e interpretación del uso en relación al uso agrícola de biosólidos

Clase	Suelos	Área (ha)	Porcentaje del área	Interpretación de uso
II ER1 R1	**LRd1**	64.690	22,24	**Permitido para uso de lodo**
	LEe1	18.630	5,17	
	LEd2	19.250	6,62	
II ER1 R1 III ER2 R2	**TRe3**	188.250	64,47	
Área apta total		**290.820**	**80,78**	
IV ER 3	**PV3**	6.560	1,82	**No recomendado**
V	**RE10**	62.610	17,39	**Vetado**
Área inapropiada total		**69.170**	**19,21**	
Área total		**359.990**	**100**	

Ejemplo 8.3

A partir de las imágenes de terrenos (parcelas) agrícolas presentados, definir la aptitud de cada uno de ellos.



Foto 8.1. Suelo Clase II

Los suelos clase I, como el mostrado en la Foto 8.1, se encuentran en áreas casi planas, lo que facilita operaciones mecanizadas de cultivo, y, principalmente, son poco susceptibles a la erosión. Dichos suelos pueden estar asociados a hidromorfismo, lo que demuestra nivel freático superficial e imposibilita el uso de lodo.

Clasificación: ***I PR 0, TE 0, ER 0, DR 0, RE 0, PE 0, HI 0***



Foto 8.2. Suelo clase II

Los suelos clase II, como el de la Foto 8.2, son suelos que normalmente se presentan en partes del paisaje con cierta pendiente (entre 3 y 8%), y que merecen cuidados, aunque simples y usuales, de manejo, como rotación de cultivos, cultivo en nivel y en caso de suelos friables, curvas de nivel.

*Clasificación**: I PR 0, TE 0, ER 1, DR 0, RE 1, PE 0, HI 0***



Foto 8.3. Suelo Clase III

La Foto 8.3 presenta la imagen de un suelo clase 3, en una ladera moderadamente erosionada; para uso de biosólidos en estos suelos con seguridad, es necesario emplear medidas intensivas de control de la erosión tales como: terraceado, rotación de cultivos, cultivo en franjas, mantenimiento de restos de cultivos en superficie etc.

*Clasificación: **I PR 0, TE 0, ER 2, DR 0, RE 2, PE 0, HI 0***

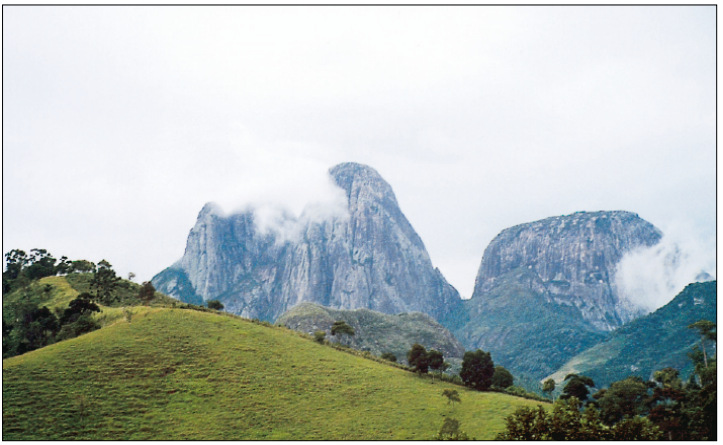


Foto 8.4. Suelo Clase IV

La Foto 8.4 presenta la situación típica del suelo clase IV, con pendiente acentuada, y dificultad para trabajo con máquinas. En casos como este, el uso de biosólidos puede ser validado para cultivo en hoyos, como frutíferas o café, sin volteo total del suelo y mantenimiento de cobertura muerta en superficie.

Clasificación: ***I PR 0, TE 0, ER 3, DR 0, RE 3, PE 0, HI 0***



Foto 8.5*. Suelo Clase V*

La Foto 8.5, presenta suelos clase V tanto al frente, como al fondo. Al frente, la clasificación se debe a la profundidad pequeña del suelo, con mucha pedregosidad e inclusive con exposición de rocas. Si, por un lado, la pendiente permite operaciones mecanizadas, la poca profundidad efectiva y la pedregosidad impiden la incorporación. Al fondo, la pendiente está asociada a suelos rasos y exposiciones de roca, impidiendo el desarrollo de trabajos mecanizados.

Clasificación:
al frente I PR 3, TE 0, ER 1, DR 0, RE 1, PE 4, HI 0
al fondo: I PR 3, TE 0, ER 4, DR 0, RE 4, PE 4, HI 0



Foto 8.6. *Perfil de un Latosolo Rojo eutroférrico (EMBRAPA).*

El perfil del suelo ideal para uso de biosólidos se presenta en la Foto 8.6, un Latosol Rojo eutroférrico:

- *suelo profundo*
- *bien estructurado*
- *bien drenado*
- *textura arcillosa*
- *sin pedregosidad*
- *relieve entre suave ondulado y ondulado*

8.3.3.3. Localización del área de aplicación

Cuando las operaciones de esparcido e incorporación de biosólidos no son ejecutadas de forma adecuada, el biosólido se concentra en la superficie del suelo y, con las lluvias, puede ser transportado por el agua de escurrimiento, concentrándose en las depresiones del terreno, o llegando inclusive a los cursos de agua.

El problema será aún más grave si este material no estuviese bien higienizado, ya que podría diseminar agentes patógenos por el agua. Sin embargo, pese a que la higienización del material se haya procesado de forma eficiente, el biosólido va a alterar las concentraciones de nutrientes y materia orgánica del agua, y, dependiendo de la cantidad que llegue a los ríos, podrá generar polución y contaminación de las aguas.

De la misma forma, la cercanía de lugares de frecuentación pública o de residencias puede proporcionar situaciones indeseadas, como el contacto de personas y/o animales directamente con el biosólido, o la liberación de olores, en el caso que el biosólido no esté bien estabilizado, y la consecuente atracción de vectores.

Para evitar este tipo de inconveniente, sin inviabilizar el uso del biosólido, la legislación de muchos países establece restricciones en cuanto al área de utilización y las especies que pueden ser cultivadas cuando se usa biosólidos. Estos límites pueden ser definidos en función de la aptitud del suelo de cada parcela, permitiendo criterios más liberales en suelos de mejor aptitud y más restrictivos, en los peores, de acuerdo con el Cuadro 8.16.

Cuadro 8.16. Clasificación de las parcelas en cuanto al nivel de restricción ambiental para reciclaje de biosólidos

Factor limitante	Distancia mínima del área de aplicación	Clase de suelo
Cercanía de cursos de agua, canales, lagos, pozos artesanales, minas, áreas de producción olerícola, áreas de residencias y de frecuentación pública		
	100 m	Para suelos de clase de aptitud IV
	75 m	Para suelos de clase de aptitud III y II
	50 m	Para suelos de clase de aptitud I
Áreas de cursos de agua de abastecimiento público		
	2.000 m	Área de influencia directa sobre el curso de agua*
	200 m	Área de influencia indirecta sobre el curso de agua**

* Área de influencia directa: comprende el área del semicírculo de radio 2.000 m aguas arriba del punto de captación.

** Área de influencia indirecta: situada hasta a 20 km aguas arriba del punto de captación

Fuente: Andreoli et al (1999)

Se debe observar la preocupación con la contaminación de las aguas de abastecimiento público: en las cuencas hidrográficas utilizadas como fuentes de agua, el radio mínimo de utilización de biosólidos en la cuenca debe cubrir 2000 metros del punto de captación, definido como zona de influencia directa; y en la zona de influencia indirecta, 200 m de los cursos de agua de la cuenca, independiente de la clase de suelo, en una distancia de hasta 20 km desde el punto de captación. La Figura 8.8 muestra esta zonificación en una cuenca hidrográfica hipotética.

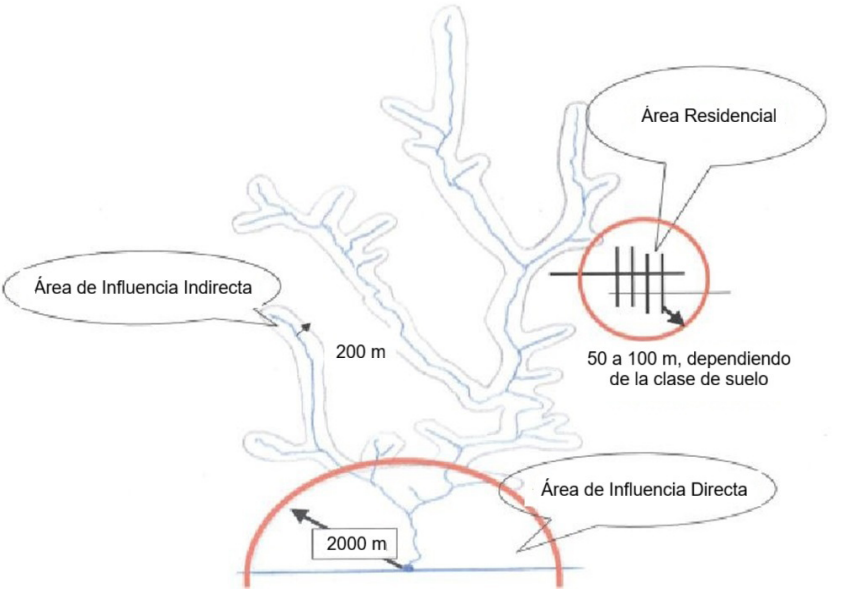


Figura 8.8. Zonificación ambiental de una cuenca con fuente de agua de abastecimiento público para disposición de biosólidos

8.4. USO Y MANEJO

8.4.1. Cultivos, riesgos asociados y escalonamiento

Además de la calidad del biosólido y de la selección de terrenos aptos para su aplicación, la seguridad de la utilización aún depende de una serie de recomendaciones de uso y manejo, incluyendo: cultivos en que puede ser utilizado, cantidad a ser aplicada y alternativas de aplicación e incorporación.

El Cuadro 8.17 presenta una relación de cultivos que pueden ser beneficiados por la aplicación de biosólidos sin que sus productos ofrezcan riesgos a la población consumidora.

Cuadro 8.17. Especies indicadas y restricciones para cultivo con biosólidos

Ítem	Especificación
Recomendaciones	• Grandes cultivos, cuyos productos son industrializados o no consumidos "in natura" • Reforestación y manejo forestal • Fruticultura, en covas o incorporado anualmente antes de la fructificación • Áreas degradadas, en dosis que respeten la acumulación máxima de metales en el suelo • Grama - aplicación en la implantación del gramado con incorporación • Área de disposición dedicada - todos los constituyentes del lodo serán mantenidos dentro del área (opción menos deseada).
Restricciones	• No puede ser utilizado en olerícolas, culturas de contacto primario para piscicultura • El cultivo de olerícolas y culturas de contacto primario no podrá ser efectuado en un plazo de 12 meses después de la incorporación del lodo en el área • Pastizales: entrada de animales solamente después de un período de 2 meses posterior a su incorporación
• Mediante Autorización del Órgano Ambiental Competente, el lodo sometido a proceso avanzado de reducción de patógenos puede ser utilizado sin restricción a áreas y cultivos.	

Fuente: adaptado de Fernandes (1999)

Los cereales son las culturas más recomendadas, toda vez que, normalmente, pasan por un proceso industrial antes de llegar a la mesa del consumidor, o no son consumidos "in natura", son destinados a la alimentación animal (para concentrado) o inclusive utilizados para mejoramiento de las propiedades físico-químicas y biológicas del suelo (abonado verde).

Las áreas de reforestación presentan especial interés, toda vez que los productos de esta actividad no presentan riesgo de consumo, y pueden recibir grandes cantidades de biosólidos, siempre y cuando se respeten los límites de acumulación de metales pesados y los riesgos de contaminación de aguas subterráneas con nitratos. Cultivos como café, caña de azúcar e estevia, representan otro segmento bastante interesante, y que no ofrecen riesgos a los consumidores de sus subproductos.

La fruticultura representa un mercado de potencial significativo, debido a las pesadas aplicaciones de materia orgánica, recomendadas tanto en la implantación de los pomares, como en las aplicaciones de abono para mantenimiento anuales. Cuando estas culturas se desarrollan en áreas de mayor pendiente, que imposibiliten la incorporación mecánica del residuo, solamente debe ser permitida la aplicación en los hoyos en el momento de la implantación del pomar, evitando el transporte de partículas de biosólidos por erosión y escurrimiento superficial. Esta restricción también debe ser observada en los cultivos de café.

Los cultivos que ofrecen mayores riesgos son aquellos cuyos productos consumidos tengan contacto directo con el suelo (contacto primario). Entre estos, se debe dar especial atención a las especies olerícolas, muchas de ellas producidas en contacto directo con el suelo (lechuga, repollo etc), o inclusive dentro del suelo (zanahoria, remolacha, cebolla, nabo etc.), y son consumidas "*in natura"*.

Los pastizales, durante un período mínimo de 2 meses después de la aplicación de biosólidos, deben ser mantenidos sin animales. Esta medida tiene dos objetivos:

- permitir un perfecto crecimiento de la especie en su máxima producción de forraje; e
- impedir el contacto de los animales directamente con los residuos.

Sin embargo, en caso que se adopte una alternativa avanzada de reducción de patógenos, dichos cultivos podrán ser fertilizados con biosólidos sin restricciones.

Estas definiciones son importantes también en la zonificación de una región con miras a la aplicación de biosólidos en la agricultura. Además de la aptitud de los terrenos, abordado en el Ítem 8.3.3.2, el potencial de una región para disposición de los biosólidos de forma benéfica aún depende de los cultivos explorados comercialmente en la región.

El conocimiento del perfil agrícola de la región en cuestión, además de ser importante para la evaluación del potencial para la disposición de biosólidos, es fundamental en la planeación de la actividad. La posibilidad de aplicación del producto en varias especies permite un escalonamiento de distribución de biosólidos a lo largo del año, de acuerdo con la demanda de cada cultivo.

De esta forma, la evaluación de la viabilidad de disposición agrícola del residuo debe asociar la aptitud de los suelos y los cultivos practicados en la región, que también permite estimar la demanda de biosólidos para cada época del año, de acuerdo con el calendario agrícola de la región.

La existencia de diferentes cultivos agrícolas permite el escalonamiento de la distribución, importante para evitar el almacenamiento, tanto en las plantas de tratamiento como en las propiedades rurales. Este almacenamiento es responsable por muchos inconvenientes, como olor, insectos, falta de espacio físico y la distribución sin respetar las normas de seguridad y de salud.

8.4.2. Tasas de aplicación

El interés agrícola por el uso de biosólidos está asociado principalmente a su contenido de nutrientes, principalmente nitrógeno, fósforo y micronutrientes, así como al contenido de materia orgánica. Los efectos de la materia orgánica se hacen sentir a largo plazo, mejorando la resistencia de los suelos a la erosión y al espesamiento, activando la vida microbiana y aumentando la resistencia de las plantas a plagas y enfermedades. Por otro lado, los efectos del contenido de nutrientes pueden ser observados a corto y mediano plazos, siendo necesaria

una planeación cuidadosa para evitar que la aplicación comprometa la calidad del agua superficial o subterránea, así como el potencial productivo del suelo.

De esa manera, el control de la tasa de aplicación, además de servir como instrumento de control de la fertilización, se constituye en un instrumento técnico adicional de evaluación y control de la seguridad del uso de biosólidos. La tasa de aplicación es función de la necesidad de nutrientes de la especie a ser cultivada, de la calidad agronómica del biosólido (principalmente, contenido de N), del suelo donde será aplicado, y de la calidad físico-química del biosólido (contenido de metales pesados y poder reactivo).

Generalmente el contenido de N del biosólido puede atender a las necesidades de las culturas y, por esta razón, las dosis de aplicación son calculadas en función de este elemento. Los demás nutrientes, normalmente solo el P y el K, son suplementados con fertilizantes químicos.

8.4.2.1. Recomendación de nutrientes y calidad agronómica del biosólido

La tasa de aplicación no debe generar un aporte de nitrógeno superior a la cantidad necesaria para el desarrollo y producción del cultivo a ser implantado, para evitar riesgos de lixiviación. Hay una gran variación de la disponibilidad del N y P del lodo (ítem 8.2.2.1), que debe ser evaluado a través de estudios específicos, caso a caso. En ausencia de informaciones específicas, se puede adoptar la tasa de 50% de disponibilidad para el primer cultivo después de la aplicación.

8.4.2.2. Poder reactivo

Cuando la higienización del lodo ocurre por reacción alcalina, adicionando al material cantidades significativas de bases, puede ocasionar un aumento excesivo del pH del suelo y provocar desequilibrio de nutrientes en el mismo.

La tercera parte de un lodo encalado a 50% de su peso seco es cal virgen, o sea, cuando se utiliza una dosis de 6 t/ha de lodo, se está aplicando 2 t/ha de cal virgen. La cal virgen utilizada en la desinfección del lodo tiene PRNT (poder relativo de neutralización total) por encima de 150%, mientras que el calcáreo dolomítico, principal insumo utilizado como correctivo en la agricultura, tiene un PRNT medio de 75%, indicando un poder reactivo del lodo dos veces mayor para la misma cantidad de producto.

Cuadro 8.18. PRNT de los principales correctivos utilizados en agricultura en Brasil.

Correctivo	**Poder Relativo de Neutralización Total PRNT (%)**
Calcáreo dolomítico	90 - 104
Calcáreo calcítico	75 – 100
Cal virgen	150 – 175
Cal hidratada	120 – 135
Escorias básicas	50 a 70
Yeso	ninguno

Gran parte de los suelos brasileiros presenta pH ácido, necesitando la aplicación de correctivos para aumentar su potencial productivo. De esta forma, el uso de lodo encalado puede sustituir la aplicación de calcáreo.

Ejemplo 8.4

Calcular la tasa de aplicación de biosólidos para un terreno para cultivo de maíz de productividad promedio (4.000 a 6.000 kg de granos por hectárea).

Datos:

Análisis del suelo

pH	Al^{+++}	H+Al	Ca+Mg	Ca	Mg	K	CTC	P	C	m%[1]	V%[2]	Arena	Limo	Arcilla
	cmolc/dm³							mg/dm³	g/dm³			%		
4,8	0,2	5,7	5,1	3,6	1,5	0,41	14,2	4	19	3,5	38,8	4	20	76

[1] saturación de aluminio tóxico: m%=Al^{+++} x 1000/(Ca+Mg+K)
[2] saturación de bases: V% = Suma de Bases del Suelo / CTC = (Ca+Mg+K) x 100/CTC

Lodo sanitario aerobio encalado a 50 % (% peso seco)

Tipo	N total	P_2O_5 total	K_2O	Ca	Mg	pH	M.O.	Humedad
Crudo	5,00	3,70	0,35	1,60	0,60	5,9	69,4	85 %
Encalado	3,00	1,8	0,20	9,00	4,80	11,4	37,6	80 %

Observación: la tabla trae la composición de un lodo crudo y el mismo lodo encalado. Obsérvese las diferencias en los contenidos de Ca, Mg y pH; el biosólido en calado presenta niveles de tales elementos proporcionales al nivel de encalado utilizado (20%, 30% o 50%). También se destacan las pérdidas de N, durante el proceso de encalado.

Calcáreo → *PRNT 75 %*

Necesidad de nutrientes

Contenido en el suelo	*N*	*P_2O_5 (mg/dm³)*			*K_2O (cmolc/dm³)*		
		0 – 3	*3 – 6*	*>6*	*0-0,15*	*0,15 - 0,3*	*0,3*
Productividad (kg/ha)		*Cantidad de P_2O_5 a aplicar (kg/ha)*			*Cantidad de K_2O a aplicar (kg/ha)*		
< 4.000,00	*50*	*60*	*40*	*30*	*50*	*40*	*30*
4.000 a 6.000	*80*	*80*	*60*	*40*	*70*	*50*	*40*
> 6.000	*100*	*90*	*70*	*50*	*110*	*70*	*50*

Fuente: CATI-SP

Solución:

a) Definición de la demanda del cultivo

Cruzando los datos del análisis del suelo con la tabla de recomendación, se llega a la siguiente recomendación de abonado:

- *N* — *necesidad de abono:* ***80 kg/ha***
- *P_2O_5: contenido en el suelo:* ***4mg/dm³*** — *necesidad de abono:* ***60 kg/ha***
- *K_2O: contenido en el suelo:* ***0,41 cmolc/dm³*** — *necesidad de abono:* ***40 kg/ha***

b) Cálculo de la cantidad de N disponible en el biosólido

N*disp.= 0,5 x Nbio* *Ndisp = Nitrógeno disponible para el 1er cultivo*
Ndisp.= 0,5 x 3,00 *Nbio = Nitrógeno total en el biosólido*
Ndisp.= 1,50 % peso seco

c) Cálculo de la tasa de aplicación

La dosis de biosólido es calculada en función de la necesidad de N del cultivo (80 kg/ha), dividiendo este valor entre el contenido de N disponible en el biosólido:

Cseca = R. A / Ndisp. *Cseca = cantidad de biosólidos a aplicar (kg ms/ha)*
Cseca = 80/0,0150 *R.A. = Recomendación de abono nitrogenado (kg de N/ha)*
Cseca $\cong$ ***5.300 kg /ha***

d) Cantidad a ser aplicada (dependiente del contenido de humedad del biosólido)

Chúmeda = Cseca/(1 -% humedad) *Chúmeda = cantidad de biosólidos base húmeda (kg /ha)*
Chúmeda = 5.300 /(1-0,8) *% humedad = contenido de humedad del lodo*
Chúmeda = 26.500 kg /ha

e) Verificación del efecto sobre el pH

Se verifica el efecto del biosólido como correctivo, comparando la cantidad de cal virgen aplicada junto al lodo con la necesidad de cal necesaria para corregir el suelo hasta niveles adecuados al cultivo. Si la cantidad fuese superior, la dosis de biosólido deberá ser reducida.

- *Verificación de la necesidad de encalado (método de la saturación de bases)*

NC = (V2 - V1) x CTC x f / PRNT

Donde:
NC = Necesidad de encalado (t/ha)
V2 = Saturación de bases ideal para el desarrollo del cultivo
V1 = Saturación de bases actual del suelo
CTC = Capacidad de Intercambio Catiónico del suelo
f = factor de incorporación (20 cm para biosólidos) = 1
PRNT = Poder Relativo de Neutralización Total =120 para cal virgen

NC = (70-38,8)x14,2x1/120
NC ≅ 3,700 t (= 3700 kg) de cal virgen por hectárea

- *Cálculo de la cantidad de cal adicionada con el biosólido:*

CAL = Cseca/3 (composición del biosólido: 2/3 lodo y 1/3 cal = cal a 50% masa seca)
CAL = 5.300/3
***Ccal* ≅ 1.750 t /ha**

→ ***Hay la necesidad de realizar encalado del suelo***

- *Cálculo de la necesidad de complementación del encalado*

Compl = NC – CAL Compl=Necesidad de complementación de cal (kg/ha)
Compl = 3700 – 1750
Qseca = 1950 kg de cal/ha

- *Cálculo de la dosis de calcáreo disponible necesario*

Dosis = Compl x PRNT2/PRNT1
Donde: Dosis = dosis del calcáreo disponible en kg/ha
Dosis = 1.950 x 120/75
Compl = Necesidad de complementación en kg/ha

Dosis = 3.120 kg / ha *PRNT1= PRNT del Calcáreo*
PRNT 2 = PRNT de la Cal

f) Suministro de nutrientes y necesidad de complementación mineral

Nutrientes suministrados por la dosis final de biosólido (5.300,00 t base seca)

Nutriente	*Contenido en el biosólido (%)*	*Contenido disponible en el biosólido (%)*	*Cantidad aplicada (kg/ha)*	*Recomendación (kg/ha)*	*Complementación (kg/ha)*
N	*3,00*	*1,50*	*80,0*	*80*	***0,00***
P (P_2O_5)	*1,80*	*0.90*	*47,70*	*60*	***12,00***
K(K_2O)	*0,20*	*0,20*	*10,50*	*40*	***29,50***

Ejemplo 8.5

Verificar si la dosis utilizada en el ejemplo anterior no traerá problemas al suelo que se describe a continuación.

Análisis del suelo

pH	Al	H+Al	Ca+Mg	Ca	Mg	K	CTC	P	C	m%	V%	Arena	Limo	Arcilla
	cmolc/dm³							mg/dm³	g/dm³			%		
5,2	0,2	4,7	5,05	3,2	2,26	0,41	9,1	4	19	3,5	60	30	20	50

Solución

a) Cálculo del suministro de nutrientes por parte del lodo

Por los cálculos del ejemplo anterior, las cantidades de nutrientes suministradas con el lodo son:
N → 100 kg /ha
P_2O_5 → 49,00 kg/ha
K_2O → 12,00 kg/ha

OK → Todos dentro de las exigencias del cultivo, pero necesitando complementación

b) Verificación del efecto sobre el pH

- *Verificación de la necesidad de encalado (método de la saturación de bases)*

NC = (V2 - V1) x CTC x f / PRNT

Donde:
NC = necesidad de encalado (t/ha)
V2 = Saturación de bases ideal para desarrollo del cultivo
V1 = Saturación de bases actual del suelo
CTC = Capacidad de Intercambio Catiónico del suelo
f = factor de incorporación (20 cm para biosólidos) = 1
PRNT= Poder Relativo de Neutralización Total =120 para cal virgen

NC = (70-60) x 9,1 x 1 / 120
NC ≅ 0,8 t (=800 kg) de cal virgen por hectárea

- *Cálculo de la cantidad de cal adicionada con el biosólido*

CAL = Cseca/3 (composición del biosólido: 2/3 lodo y 1/3 cal = cal a 50% masa seca)
CAL = 5.300/3
Qcal = 1.750 t /ha

→ ***Como Ccal > NC*** → *La tasa de aplicación debe ser corregida, evitando desequilibrios nutricionales en el suelo debido al potencial aumento del pH a un nivel superior a 6,5 ($CaCl_2$).*

Cálculo de la dosis máxima de lodo para este suelo

Dmax = NC x 3 *Donde: Dmax = dosis máxima del biosólido (kg ms/ha)*
Dmax = 800 x 3 *NC = necesidad de encalado (kg de cal /ha)*
Dmax = 2400 kg de lodo base seca por hectárea

c) Necesidad de complementación mineral

Nutrientes suministrados por la dosis final de biosólido (3.900,00 t base seca):

Nutriente	*Contenido en el biosólido (%)*	*Contenido disponible en el biosólido (%)*	*Cantidad aplicada (kg/ha)*	*Recomendación (kg/ha)*	*Complementación (kg/ha)**
N	*3,0*	*1,5*	*36*	*80*	***44***
P (P_2O_5)	*1,8*	*0,9*	*22*	*60*	***38***
K(K_2O)	*0,2*	*0,2*	*5*	*40*	***35***

**Datos redondeados*

Ejemplo 8.6

Evaluar la acumulación de metales pesados en el suelo a partir de la aplicación de 5,55 toneladas de materia seca por hectárea, con la siguiente composición de metales:

Elemento	*Contenido en el biosólido (mg/kg ms)*
Cd	*12*
Cu	*500*
Cr	*300*
Ni	*150*
Pb	*200*
Zn	*1400*

Solución:

a) Acompañamiento de la acumulación de metales pesados

- *Cálculo de la cantidad de cada metal adicionado*

  Qmetal = BIOseca x Tmetal

  Donde:
  Cmetal = cantidad de elemento aplicado (g/ha)
  BIOseca = cantidad de biosólido aplicado (t/ha)
  Tmetal = contenido del elemento en el biosólido (mg/kg ms)

- *Incremento sobre el contenido en el suelo*

  Tsuelo = Qmetal x 1000/(d x 10.000 x f)

  Donde:
  Tsuelo = incremento de contenido en el suelo (mg/kg de suelo)
  Cmetal = cantidad del elemento aplicado (g/ha)
  d = peso específico del suelo (kg/m^3) =1200
  10.0000 = área de 1 ha (m^2)
  f = profundidad de incorporación (m) (en el ejemplo, 0,2 m)

Así, la cantidad de metales aplicada al suelo junto con el biosólido será:

Acumulación de metales pesados en el suelo por la aplicación del biosólido.

Elemento	Total aplicado (g/ha)	Aumento del contenido en el suelo (mg/kg)	Máximo aporte anual (g/ha)		Máxima concentración permitida en el suelo (mg/kg)	
			CEE	USEPA	CEE	USEPA
Cd	67	0,03	150	1.900	20	20
Cu	2750	1,15	12.000	75.000	50 a 210	770
Cr	1665	0,69		150.000		1530
Ni	832	0,34	3.000	21.000	30 a 112	230
Pb	110	0,05	15.000	15.000	50 a 300	180
Zn	7700	3,21	30.000	140.000	150 a 450	1460

La cantidad máxima de estos elementos que puede ser aplicada en suelos para agricultura constituye, actualmente, tal vez la más polémica de las discusiones acerca del reciclaje agrícola de biosólidos. El contenido de estos elementos en los suelos es muy variable, existen suelos brasileros que presentan más metales sin aplicación de biosólidos que el valor máximo acumulativo establecido por algunas legislaciones europeas de control del volumen de biosólidos aplicado a los suelos. Por otro lado, la implementación del reciclaje en la práctica ha demostrado que un control rígido sobre la cantidad de estos elementos en el biosólido y la definición de un volumen máximo en un dado período de tiempo permiten un control adecuado de los riesgos que ofrecen tales elementos.

Las investigaciones en todo el mundo han demostrado que, siempre y cuando se observen los límites establecidos por la legislación, los aumentos de la concentración de metales en los suelos son muy pequeños, y no generan alteraciones en la calidad de los productos colectados y en el medio ambiente.

8.5. ALMACENAMIENTO, TRANSPORTE, APLICACIÓN E INCORPORACIÓN

8.5.1. Almacenamiento

Después del período de maduración, esto es, el período necesario para que el proceso de higienización se complete, y los niveles de organismos

patógenos en el material sean compatibles con la legislación, el biosólido estará listo para el transporte y aplicación en cualquier modalidad de disposición benéfica.

La producción de biosólidos puede ser continua o intermitente, y, por lo tanto, puede haber discrepancia entre producción y demanda. La rápida aplicación trae ventajas para el gestor de los servicios de saneamiento y para los agricultores: para los primeros, reduce significativamente la necesidad de áreas para almacenamiento, y para los segundos, reduce las pérdidas de nitrógeno, que son proporcionales al tiempo de almacenamiento.

El período de maduración depende del proceso de higienización adoptado y de su eficiencia, variando desde cero, en los procesos de secado térmico, hasta 30 a 60 días en el encalado. Durante este período, el biosólido está bajo la responsabilidad de la empresa de saneamiento y debe permanecer en la unidad de manejo (gerenciamiento) de la compañía, para lo cual debe ser diseñado un patio de almacenamiento.

La Figura 8.9 presenta un esquema de la estructura básica que debe presentar dicho patio.

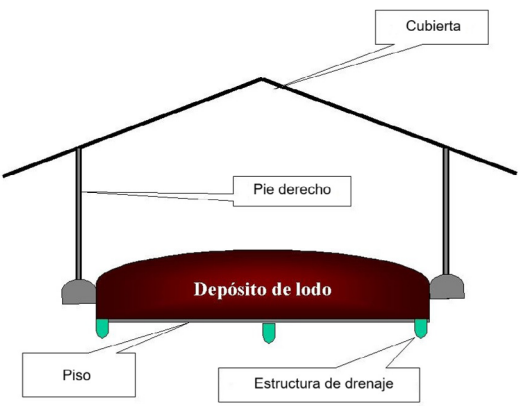


Figura 8.9. Estructura para almacenamiento de biosólidos (adaptado de Agrodevelopment SA, 1997)

Estas estructuras comprenden:

- **Piso**: necesario para impedir la infiltración de los líquidos derivados del lodo. Puede ser construido en concreto reforzado o concreto asfáltico. El concreto asfáltico se muestra más resistente al ataque químico; sin embargo, es más frágil a la acción mecánica.
- **Estructura de colecta**: se divide en dos:
    - colecta del lixiviado, que deberá ser conducido hasta la entrada del proceso de la PTAR.
    - colecta de aguas lluvias, que pueden ser conducidas junto al efluente final de la PTAR y dirigidas hacia el cuerpo hídrico receptor.
- **Pie derecho**: dispensable en los depósitos cubiertos con lona. Debe ser diseñado con el objetivo de permitir el flujo de maquinaria alta.
- **Cobertura**: indispensable para todo el patio de almacenamiento. Puede ser con tejado o simplemente con lona plástica, y tiene como función impedir el humedecimiento con el agua de la lluvia, y el contacto con personas.

Siguiendo estas recomendaciones, la Figura 8.10 presenta una alternativa de patio de almacenamiento.

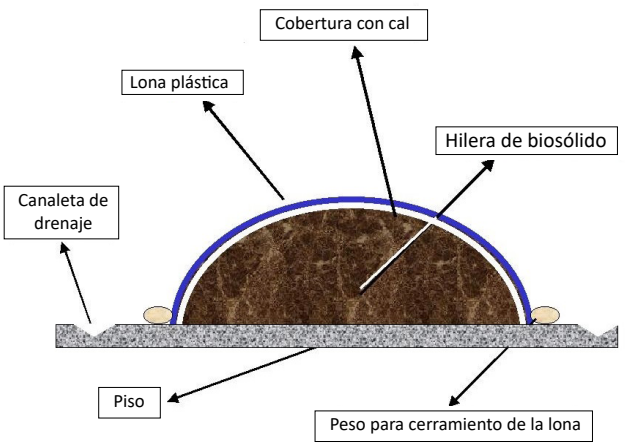


Fig. 8.10. Estructura simplificada para almacenamiento.

8.5.2. Transporte

El costo del transporte es uno de los factores de mayor influencia sobre los costos del reciclaje, y está directamente relacionado al contenido de humedad del biosólido. Las limitaciones de este factor se extienden desde dificultades relacionadas a la propia naturaleza física del producto, resultando en grandes volúmenes de transporte, dificultad de manejo hasta la apariencia y la necesidad de precauciones de transporte.

La humedad está directamente relacionada con el volumen de lodo a transportar, y, consecuentemente, con el costo del desplazamiento. Reduciendo el contenido de humedad del lodo del 98% para el 85%, el volumen del material se reduce a solamente 13% de su volumen original, como lo indica el siguiente cuadro. Dicho cuadro también muestra que el volumen de material a ser aplicado para una tasa de aplicación de 6 t MasaSeca/ha puede variar de 6,67 a 300 t de lodo, dependiendo del contenido de humedad de la torta.

Cantidad de biosólidos y el número de viajes para aplicación de 6 t (m.s.)

Tipo de biosólidos	Contenido de humedad (medio)	Cantidad de biosólido húmedo (toneladas)	Número de camiones Contenedor (12 t)
Lodo crudo	98%	300,00	25,00
Lodo espesado	92%	75,00	6,25
Prensa deshidratadora	85%	40,00	3,30
Centrífuga	70%	20,00	1,67
Filtro prensa	60%	15,00	1,25
Secado térmico	10%	6,67	0,56

La Figura 8.11 permite una visualización más didáctica de la cuestión. En una correlación simple, el costo de transporte del primer caso es aproximadamente 15 veces mayor al cuarto y 8 veces el tercero. Por otro lado, la reducción de humedad puede resultar en costos mayores que los costos de transporte.

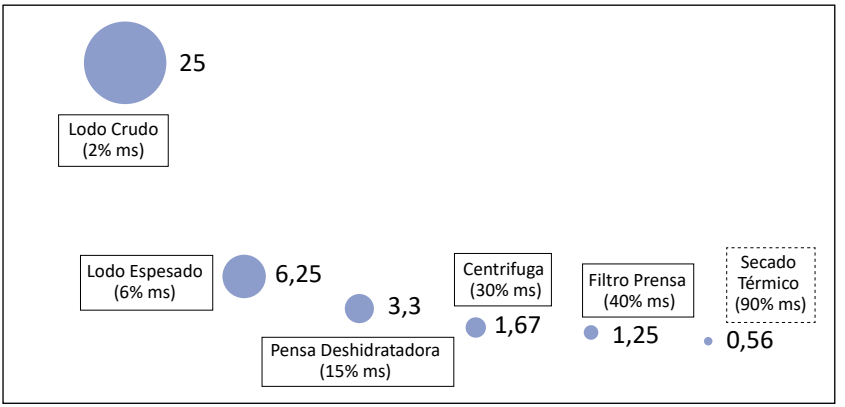


Figura 8.11. Correlación entre el contenido de sólidos (materia seca) y la cantidad de cargas (12 t) necesarias para aplicación en 1 ha.

Además del volumen, la distancia, el tipo de vehículo, las condiciones de las carreteras y el modo de cargado del producto influencian el costo de transporte. El vehículo puede influenciar el costo sobre dos aspectos: tipo del vehículo (contenedor móvil, contenedor fijo, camiones para transporte a granel, etc.) y capacidad de transporte. Cuanto mayor sea el volumen transportado por viaje, menor será el costo unitario de transporte, pero con la necesidad de carreteras en buenas condiciones de tráfico, lo que no siempre ocurre en el medio rural. El Cuadro 8.19 relaciona el tipo de biosólido con los métodos de transporte.

Cuadro 8.19. Contenido de sólidos del biosólido y características de manejo.

Tipo de biosólido	Contenido típico de sólidos (%)	Tipo de transporte
Líquido	1 a 10	Gravedad, bombeo, canalizaciones, camión tanque
Torta (“húmedo”)	10 a 30	Camión contenedor, container
“Seco”	50 a 90	Camión para transporte de material a granel

Fuente: USEPA (1993)

La distancia y las condiciones de las carreteras ejercen efectos sobre el costo variable (combustible, lubricantes, mantenimiento) y de conservación del vehículo transportador, y el producto a ser transportado ejerce influencia sobre los conceptos del transportador (costos de limpieza del vehículo, rechazo al producto, recelo por posible contaminación).

Así, el radio de viabilidad de transporte del biosólido está directamente relacionado con el contenido de sólidos del producto y la definición de una política de transporte.

El Cuadro 8.20 presenta cuidados básicos en el transporte de biosólidos.

Cuadro 8.20. Cuidados necesarios en el transporte de biosólidos

Ítem	Cuidado
Control del volumen de material transportado	Debe respetarse la capacidad volumétrica del contenedor, evitando cargar cantidades excesivas de lodo, e impidiendo que la carga sobrepase la estructura lateral del contenedor / volqueta
Limpieza externa y neumáticos del vehículo de transporte	A la salida de la PTAR el camión o volqueta deberá tener lavados tanto sus neumáticos como otras estructuras que presenten deposición de material
Cobertura de la carga	La cobertura de la carga con lona no constituye una operación indispensable, por tratarse de material seco con elevado nivel de sólidos, pero representa una operación de bajo costo y que puede evitar situaciones indeseables
Trabas de seguridad	Antes de iniciar la operación de carga, el profesional responsable por el reciclaje agrícola en la PTAR debe certificarse de que la estructura de transporte presenta trabas de seguridad que impidan la abertura del container (en caso de uso de camión container) o de las paredes de la volqueta
Uso de tractor con camión de transporte a granel, volquetas u otra estructura de transporte	La estructura deberá estar adecuadamente adaptada para transporte del lodo, promoviendo que la volqueta se encuentre sellada
Cargado y transporte	No deben ser permitidos en los días de lluvia, en el caso que no sean ejecutados en ambiente cubierto y en camión con cobertura

8.5.3. Aplicación e incorporación

El Cuadro 8.21 resumen los principales métodos de aplicación de biosólidos en la agricultura.

Cuadro 8.21. Resumen de los principales métodos de aplicación de biosólidos en la agricultura

Aplicación	Método	Descripción	Ventajas	Desventajas
Aplicación superficial de biosólidos líquidos	Aspersión	Biosólidos pretratados son bombeados a través de aspersores directamente sobre el área agrícola	Reduce el tráfico de máquinas Puede ser aplicado en áreas no preparadas	Necesidad de almacenamiento en lagunas Grandes áreas para almacenamiento Olores en el almacenamiento y durante la aplicación Adherencia del lodo a las hojas de las plantas
	Camión tanque con distribuidor	El biosólido es aplicado a través de tanques distribuidores de estiércol líquido	El mismo camión puede ser utilizado para transporte y aplicación	Olores durante y después de la distribución Limitación de relieve Necesidad de laguna de almacenamiento Compactación del suelo Aplicación solamente en condiciones de clima y de suelo ideales Adherencia del lodo a las hojas de las plantas
	Tractor agrícola y vagón	El biosólido es transferido al equipo agrícola y aplicado	Equipo agrícola usual	Olores durante y después de la distribución Laguna de almacenamiento Necesidad de equipos Adherencia del lodo a las hojas de las plantas
Aplicación superficial de biosólidos en estado sólido o pastoso	Camión distribuidor	El biosólido deshidratado es transportado por vehículo adaptado a la aplicación	Elimina problema de olores Menores volúmenes aplicados	Biosólido deshidratado a por lo menos 15% de sólidos Equipo poco usual Compactación del suelo Aplicación solamente en condiciones de clima y de suelo ideales

Aplicación	Método	Descripción	Ventajas	Desventajas
	Tractor y volqueta distribuidora de sólidos	El biosólido deshidratado es cargado en la volqueta distribuidora y aplicado	Equipo agrícola usual Elimina problema de olores Menores volúmenes aplicados	Biosólido deshidratado Compactación del suelo Aplicación solamente en condiciones de clima y suelo ideales
	Tractor y distribuidora de cal adaptada	El biosólido deshidratado es cargado en la volqueta distribuidora y aplicado	Equipo agrícola usual Elimina problema de olores Menores volúmenes aplicados Reduce problemas de compactación del suelo	Biosólido deshidratado Aplicación solamente en condiciones de clima y suelo ideales
Aplicación Subsuperficial	Camión tanque o tractor con equipo para inyección	El biosólido líquido es descargado en tanques y cargado en el vehículo. El biosólido es bombeado para el subsuelo a través de mangueras acopladas a las astas de una maquinaria dispuesta para tal fin	Minimiza problemas de olor y atracción de vectores Distribuye e incorpora el lodo en una única operación	Equipos poco usuales y raramente encontrados en Brasil Grandes volúmenes a transportar Necesidad de la laguna de almacenamiento Limitaciones de relieve

La aplicación del biosólido líquido es relativamente simple. No son necesarios procesos de secado, y este puede ser inmediatamente bombeado hacia las propiedades donde será utilizado. Sin embargo, esta forma de utilización del biosólido no es usual, toda vez que el volumen del material a ser transportado usualmente inviabiliza su utilización a distancias mayores que 5 km. La Figura 8.12 presenta un esquema de fertiirrigación con biosólidos.

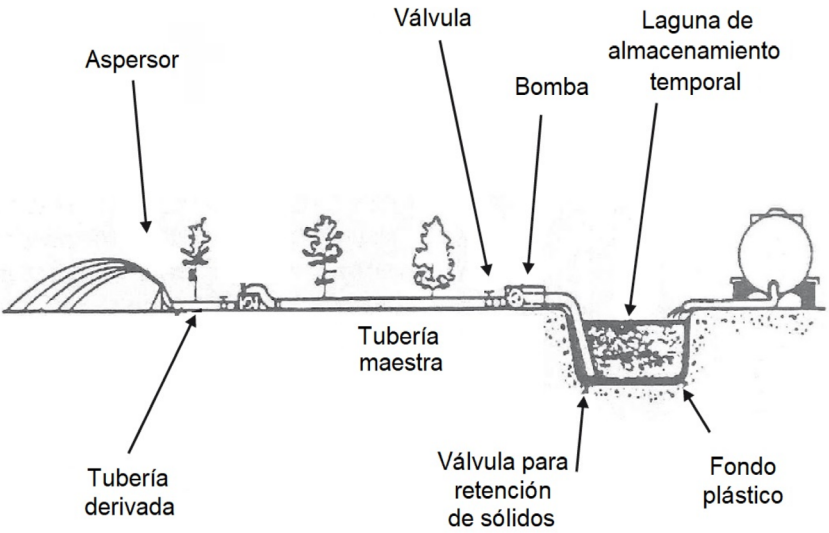


Figura 8.12. Esquema de un sistema de fertiirrigación con transporte en camiones hasta el sitio de aplicación (adaptado de USEPA, 1993)

El biosólido seco puede ser aplicado al suelo con los equipos normalmente utilizados para aplicación de estiércol animal. Dependiendo del contenido de humedad, después de la higienización, el biosólido puede asumir desde el aspecto pastoso (entre 15 e 25% de sólidos) hasta el aspecto sólido (con más de 50% de sólidos). Los biosólidos secos térmicamente hasta niveles de sólidos entre 45 y 65%, así como biosólidos pastosos, secos hasta 15 a 35% de sólidos, presentan tendencia a ser pegajosos y a la adherencia a los equipos de aplicación, necesitando de equipos más robustos y potentes para aplicación.

Con más de 35% de sólidos, el biosólido presenta características que permiten la aplicación a través de equipos agrícolas clásicos, como aplicadores de cal, siempre y cuando no presente terrones grandes. Para biosólidos con niveles de sólidos entre 15 y 25 %, la aplicación requiere de equipos más complejos y sofisticados, de costo mayor, pero disponibles en el mercado nacional de implementos agrícolas.

Independiente de la maquinaria de distribución utilizada, todos los equipos son muy pesados y pueden resultar en compactación del suelo en las bandas de los neumáticos. Esta es una preocupación relevante en agricultura y que merece cuidados.

La incorporación ha sido una preocupación citada en todos los proyectos de norma de utilización de biosólidos en Brasil. La preocupación con el contacto directo de personas y animales y el riesgo de contaminación del agua de superficie son las principales razones para la obligatoriedad de incorporación. Esta operación puede ser realizada con equipos agrícolas clásicos, comunes en casi toda propiedad rural, como: arado de discos, arado de ruedas, tamiz nivelador o aradora o escarificador. Lo importante no es el equipo y sí su operación.

Equipos, como arados, tamices aradores, escarificadores y subsoladores incorporan el biosólido a mayores profundidades y solamente deben ser utilizados en caso que sea necesaria la preparación inicial del suelo. El nivelador agrícola lo incorpora a profundidades entre 10 y 15 cm, suficientes cuando la preparación básica del suelo haya sido realizada antes de la distribución del biosólido.

8.6. OPERACIONALIZACIÓN

8.6.1. Aspectos generales

Los ítems anteriores de este capítulo abordaron conceptos, procesos y metodologías involucradas en la disposición benéfica de biosólidos, enfatizando, principalmente en el reciclaje, en el cultivo y en la recuperación de áreas degradadas. Sin embargo, es indispensable articular estas informaciones, definiendo las actividades de planeación, organización, implementación y gerenciamiento de un programa de reciclaje.

El proceso de planeación de cualquiera de estas modalidades de disposición en el suelo se inicia con la colecta y evaluación de datos

para caracterización del biosólido y del sistema de tratamiento de aguas residuales. Estas informaciones iniciales son comparadas a las restricciones definidas en las legislaciones federal, departamental (estatal) y municipal pertinentes, para una evaluación preliminar de la viabilidad del uso del residuo en el suelo.

Las etapas siguientes involucrarán estudios de aceptación pública, calidad y disponibilidad de áreas para aplicación, forma de transporte, condiciones climáticas entre otros. La Figura 8.13 presenta un derrotero con las principales fases para evaluación de las alternativas de disposición y la selección de las áreas más apropiadas para aplicación.

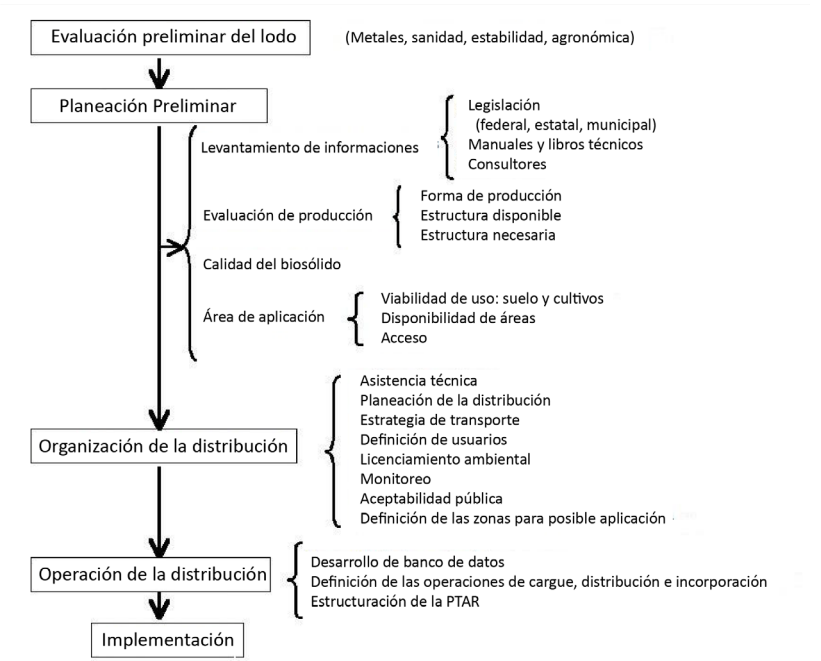


Figura 8.13. Planeación y organización del estudio de viabilidad de uso para biosólidos.

8.6.2. Planeación preliminar

La planeación preliminar tiene por objetivo inicialmente evaluar la viabilidad técnica y jurídica del reciclaje del lodo y sistematizar las informaciones que serán indispensables para la operacionalización del programa.

8.6.2.1. Levantamiento de informaciones

Todas las publicaciones actuales sobre legislación (federal, estatal y municipal) e instrucciones técnicas deben ser recopiladas y revisadas en esta fase. Siempre que sea necesario, se debe buscar el apoyo de profesionales con experiencia en el asunto. Las informaciones recopiladas en dicha fase serán primordiales para el desarrollo del proyecto, principalmente aquellas relacionadas con las restricciones legales.

Pese a que en Brasil aún no exista una normatividad federal específica para el asunto, algunos estados de la federación ya disponen de dispositivos legales sobre el uso agrícola de biosólidos. De forma general, tales legislaciones definen restricciones en cuanto a la calidad de los biosólidos, la potencialidad de las áreas de aplicación y los cultivos más apropiados. También deben definir responsables para el gerenciamiento y fiscalización de estas actividades y procedimientos de monitoreo y control, todos esenciales para la planeación de un programa de disposición benéfica en el suelo. El Capítulo 9 trata específicamente sobre este tema.

8.6.2.2. Evaluación de la producción de biosólidos

Esta etapa debe producir como documento final un informe describiendo detalladamente la planta de tratamiento de aguas residuales (en el caso que el estudio se encuentre enfocado solamente para una), o todas las plantas de tratamiento (en el caso que el estudio esté enfocado para una ciudad), presentando las siguientes informaciones:

- Descripción del proceso de tratamiento (desde la entrada en la planta hasta la producción de lodo, incluyendo todos los tipos de residuo producidos)
- Régimen de funcionamiento (producción continua, de manera intermitente o mixta)
- Capacidad del sistema (capacidad de diseño, actual y previsión de aumento)
- Estructura disponible (sistema de secado, vehículo para transporte / cargado, sistema de higienización, laboratorio, área de almacenamiento, equipos disponibles etc.)
- Producción de biosólidos (actual y de diseño, de tal manera que posibilite proyecciones futuras de la producción de lodo)
- Área disponible (evaluación del área disponible y de instalaciones para implementación de estructura específica para el programa, como sistema de higienización y patio de almacenamiento)
- Área necesaria para disposición (estimativa preliminar del área agrícola necesaria para la disposición del biosólido producido – Ecuación 8.2)

$$\text{Área necesaria (ha)} = \frac{\text{Producción de lodo (t materia seca por año)}}{\text{Tasa media de aplicación (t materia seca/ha por año)}} \quad (8.2)$$

Estas informaciones son indispensables para la planeación de la actividad a largo plazo. A partir de estas informaciones, serán dimensionados los equipos y estructuras, y serán efectuados los cálculos de área necesaria y directrices para la implementación.

Ejemplo 8.7

A partir del Ejemplo 2.1 del Capítulo 2, estimar el área agrícola necesaria para la disposición final de los biosólidos generados en dicho sistema (biosólidos de reactor UASB, después de deshidratación). Adoptar una tasa media de aplicación de 6 t de materia seca de lodo por hectárea (sin considerar potenciales limitaciones ambientales,

como: límites máximos acumulativos de metales pesados, posibilidad de lixiviación de N, diseminación de patógenos).

Datos:
Producción de lodo calculada en el Ejemplo 2.1: 1.500 kg de SS (materia seca) / día, con una población atendida por el sistema de 100.000 habitantes.

Solución:

Considerando una aplicación media de 6 toneladas (=6000 kg) de materia seca por hectárea, se tiene la siguiente área necesaria:

Área necesaria = (1.500 t/d) / (6000 t/ha) = 0,25 hectáreas /día

Ejemplo 8.8

La descarga del biosólido del Ejemplo 8.7 (lodo deshidratado de reactor UASB) ocurre de manera discontinua mensualmente. Calcular el área mensual necesaria para disposición agrícola de este residuo (sin considerar potenciales limitaciones ambientales, como: límites máximos acumulativos de metales pesados, posibilidad de lixiviación de N, diseminación de patógenos).

Solución:

Producción mensual de biosólidos = (1.500 kgSS/d) x (30 d/mes) = 45.000 kgSS/mes

Área necesaria = (45.000 kgSS/mes) / (6.000 kg/ha) = 7,5 hectáreas /mes

Ejemplo 8.9

Estimar el área necesaria para disposición agrícola del lodo producido por habitante atendido por los sistemas de tratamiento de aguas residuales presentados en el Cuadro 2.3 del Capítulo 2 (sin considerar potenciales limitaciones ambientales, como: límites máximos acumulativos de metales pesados, posibilidad de lixiviación de N, diseminación de patógenos).

Observación:

- *Dentro del rango de producción másica per cápita de lodo (kgSS/hab.d), adoptar el valor promedio;*
- *Considerar la tasa de aplicación de 6 t SS/ha.*

Solución:

Aplicando la Ecuación 8.2 a los datos de producción per cápita de SS presentados en el Cuadro 2.3, se tiene:

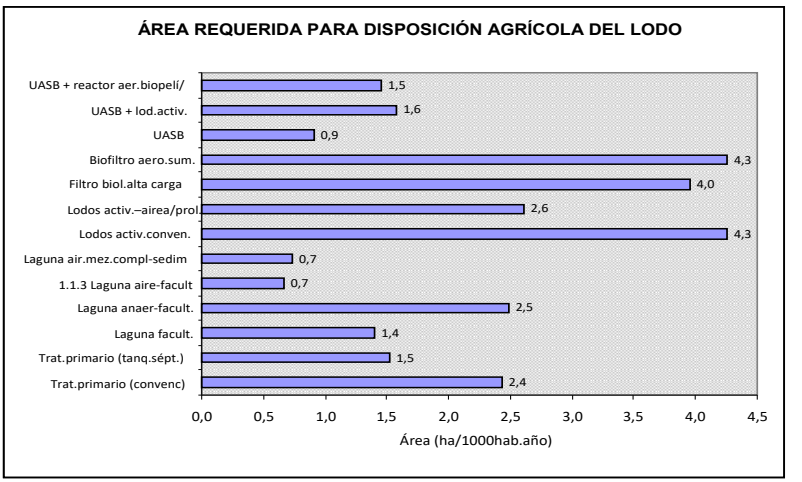
Producción de lodo y área necesaria para reciclaje de los biosólidos de acuerdo con el sistema de tratamiento de aguas residuales utilizado

Sistemas	*Masa de lodo (gSS/hab.d)*	*Masa anual de lodo producida por 1000 habitantes (t SS/año)*	*Área agrícola necesaria para disposición (ha/1000 hab.año)*
Tratamiento primario (convencional)	*40*	*14,6*	*2,4*
Tratamiento primario (tanques sépticos)	*25*	*9,1*	*1,5*
Laguna facultativa	*23*	*8,4*	*1,4*
Laguna anaerobia - laguna facultativa			
• *Laguna anaerobia*	*33*	*12,0*	*2,0*
• *Laguna facultativa*	*8*	*2,9*	*0,5*
• *Total*	*41*	*15,0*	*2,5*
Laguna aireada facultativa	*11*	*4,0*	*0,7*
Laguna aireada mezcla completa - laguna sedimentación	*12*	*4,4*	*0,7*
Lodos activados convencional			
• *Lodo primario*	*40*	*14,6*	*2,4*
• *Lodo secundario*	*30*	*11,0*	*1,8*
• *Total*	*70*	*25,6*	*4,3*
Lodos activados – aireación prolongada	*43*	*15,7*	*2,6*
Filtro biológico de alta carga			
• *Lodo primario*	*40*	*14,6*	*2,4*

• *Lodo secundario*	*25*	*9,1*	*1,5*
• *Total*	*65*	*23,7*	*4,0*
Biofiltro aireado sumergido	*70*	*25,6*	*4,3*
Reactor UASB	*15*	*5,5*	*0,9*
UASB + lodos activados			
• *Lodo anaerobio (UASB)*	*15*	*5,5*	*0,9*
• *Lodo aerobio (lodos activados)*	*11*	*4,0*	*0,7*
• *Total*	*26*	*9,5*	*1,6*
UASB + reactor aerobio con biopelícula			
• *Lodo anaerobio (UASB)*	*15*	*5,5*	*0,9*
• *Lodo aerobio (reactor aerobio)*	*9*	*3,3*	*0,5*
• *Total*	*24*	*8,8*	*1,5*

Observación: tasa de aplicación de biosólidos = 6 t SS / ha

El siguiente gráfico presenta los resultados de área necesaria para disposición para los diferentes sistemas.



Área necesaria para la disposición agrícola del lodo de 1.000 habitantes, según diferentes sistemas de tratamiento de aguas residuales.

8.6.2.3. Calidad del biosólido

La evaluación continua del biosólido es necesaria para determinar su potencial como fertilizante o sustrato, el riesgo de diseminación de patógenos y para controlar la adición de metales pesados al suelo. Los parámetros evaluados deben ser aquellos relacionados por la legislación específica de cada localidad.

Los parámetros indispensables son:

- Parámetros agronómicos: N, P, K, Ca, Mg, S, C/N, pH, C
- Metales pesados: Cd, Cr, Cu, Zn, Pb, Ni, Hg
- Sanidad
    - Huevos viables de helmintos
    - Coliformes fecales
- Estabilidad: contenido de cenizas

8.6.2.4. Área de aplicación

En esta fase, el estudio del área de aplicación involucra el uso de informaciones obtenidas durante la fase de levantamiento de informaciones (Ítem 8.6.2.1), la producción de biosólido (Ítem 8.6.2.2) e informaciones sobre el uso del suelo de la región, las características generales de los suelos allí presentes, restricciones ambientales y contexto socioeconómico. Las tasas de aplicación usuales varían entre 6 y 9 toneladas base seca de lodo por hectárea.

a) Fuente de informaciones

Los datos sobre uso del suelo, cultivos y técnicas de cultivo utilizadas pueden obtenerse en las secretarias departamentales (estatales) y municipales de agricultura de la región, donde muchas de ellas ponen a disposición del público dichos datos por Internet.

En esta etapa, una visita al órgano ambiental del estado es indispensable para recopilar informaciones acerca de problemas ambientales y zonificación ecológica de la región. Es de fundamental importancia identificar la existencia de cuencas hidrográficas utilizadas como fuentes de abastecimiento público, pues tales áreas exigen cuidados especiales para uso de biosólidos.

b) Uso del suelo y disponibilidad para uso de biosólidos

El uso del suelo siempre ejerce influencia significativa en la selección y definición de las áreas de aplicación, así como en las modalidades de disposición benéfica escogidas. Es necesario evaluar tanto el uso actual como las previsiones futuras de uso.

Uso actual

La evaluación del uso actual sigue básicamente las directrices señaladas en el Ítem 8.4.1 de este capítulo. La secretaría municipal de agricultura debe mantener en registro informaciones sobre agricultura, reforestación, minería y otras modalidades de uso, y en muchos casos podrá poner a disposición de la comunidad mapas, fotos aéreas e imágenes de satélite de la región.

Agricultura. De cierta forma, las prácticas agrícolas existentes determinan la posibilidad de utilización en la agricultura. Pequeñas propiedades en una comunidad no agrícola prácticamente inviabilizan la actividad. Lo mismo se puede decir en cuanto a comunidades tradicionales productoras de olerícolas. Lo ideal son comunidades productoras de una amplia gama de cultivos, variando desde cereales a pastos y fruticultura, lo que posibilita un escalonamiento de aplicación durante prácticamente todo el año.

Reforestación. Los bosques plantados pueden utilizar grandes cantidades de biosólidos en una única aplicación toda vez que son mantenidas por largos períodos, representando un mercado potencial muy importante.

Recuperación de áreas degradadas. Son áreas de fácil localización y, con el avance de las legislaciones ambientales, tienden a revelarse como un mercado potencial para la disposición del lodo. Sin embargo, la forma de aplicación, así como su planeación, deben considerar el uso futuro del área (agricultura, silvicultura, reconstitución florística, pastajes etc.).

Paisajismo. Común en países desarrollados, la práctica de uso en áreas públicas no presenta gran utilización en Brasil. En los casos donde hay posibilidad de contacto de la población, el proceso de higienización debe ser más riguroso y la estabilidad, cuidadosamente observada. Los jardines particulares también pueden beneficiarse del uso de biosólidos, siempre y cuando sean observados tales criterios.

Sustratos. El biosólido puede sustituir los materiales orgánicos utilizados usualmente en la fabricación de sustratos para producción de medios de cultivo para mudas y flores y fertilizantes organominerales.

Uso futuro

La planeación futura, donde exista, debe ser evaluada en la definición de las zonas de aplicación preferencial, principalmente si los sitios de aplicación estuviesen localizados en cercanías a áreas densamente pobladas. Tales sitios necesitarán de monitoreo más intenso, con miras, principalmente, a reducir problemas estéticos y riesgo de contaminación de la población directa o indirectamente. Estas informaciones pueden influenciar la viabilidad de la actividad a largo plazo.

c) Acceso

Áreas muy distantes o de acceso restringido debido a la mala calidad de las vías de acceso son características negativas, con peso elevado en la definición de las zonas preferenciales de distribución. En líneas generales, la proximidad al centro de origen del biosólido y la calidad de la vía de acceso son asuntos con gran influencia en el proceso de análisis de viabilidad de áreas.

d) Aptitud de los terrenos de la región

La aptitud del suelo puede ser evaluada con el sistema propuesto en el Ítem 8.3.3 (Aptitud del terreno), y utilizando la misma metodología propuesta en el ejemplo de aplicación, esto es, evaluación de las características edáficas y de locación.

e) Características climáticas

Las características climáticas están relacionadas a épocas de utilización, salinización del suelo, potencial para lixiviación, potencial erosivo del suelo y dificultad de secado natural. El Cuadro 8.22 presenta los potenciales impactos de variaciones climáticas sobre la aplicación de biosólidos en el suelo.

Cuadro 8.22. Impactos potenciales de diferentes tipos climáticos en la aplicación de biosólidos

Impacto/Clima	Caliente/Seco	Caliente/Húmedo	Frío/Húmedo
Distribución	Todo el año	Estacional	Estacional
Necesidad de almacenamiento	Corto	Mayor	Mayor
Riesgo de salinización	Elevado	Bajo	Moderado
Riesgo de lixiviación	Bajo	Elevado	Moderado
Riesgo de erosión	Bajo	Elevado	Elevado

Fuente: adaptado de EPA (1993)

f) Contexto socioeconómico

Esta etapa tiene por objetivo trazar:

- El perfil del productor de la región, con miras a identificar barreras de aceptación y alternativas para introducción de la nueva tecnología;
- El grado de tecnificación, identificando la disponibilidad de equipos compatibles con el tipo de trabajo planeado (ej: tractores, equipos de distribución de residuos sólidos o líquidos, camiones y tipo de vehículos de transporte etc.).

8.6.3. Organización de la distribución

En las etapas anteriores fueron recopilados los datos e informaciones sobre el sistema de tratamiento de aguas residuales y la producción de biosólidos, la calidad del biosólido producido y la viabilidad de uso del residuo en la región agrícola cercana a la PTAR. En esta fase, tales

informaciones serán utilizadas para la planeación y organización de la distribución en sí. Es en esta fase que se evalúa la estructuración de la PTAR, los requerimientos legales y ambientales, se organiza un cuerpo técnico que conduzca la actividad, y que induzca a la participación de la comunidad.

8.6.3.1. Definición de la alternativa y del proceso de disposición

Cada una de las fases de levantamiento preliminar debe haber llegado a la conclusión, afirmativa o negativa, de la posibilidad de producción y disposición del biosólido de forma ambientalmente segura y compatible con la legislación existente. La inviabilidad técnica o no atendimiento a la legislación de cualquiera de estos factores evaluados genera la necesidad de adopción de otra forma de destinación final para el residuo.

A partir de la definición por la disposición benéfica, el paso siguiente es determinar el flujo del proceso. La Figura 8.14 presenta de forma esquemática un flujo genérico para el proceso de disposición benéfica.

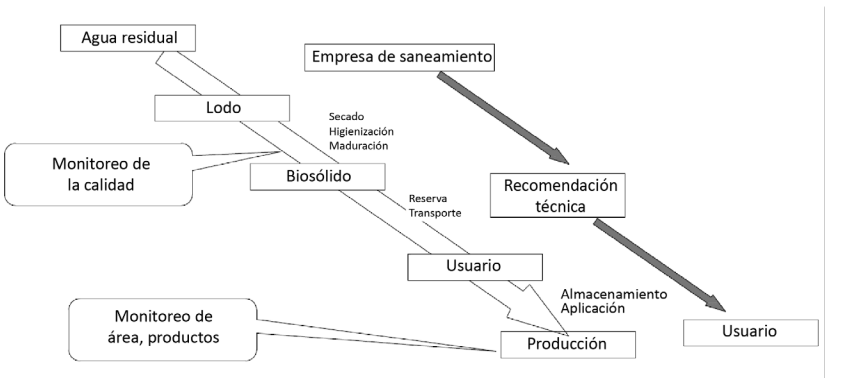


Figura 8.14. Proceso de disposición benéfica de biosólidos en el suelo.

En este proceso, normalmente las fases de producción y secado del lodo son gerenciadas en la PTAR. En los diseños de nuevas PTARs es interesante que tales fases sean planeadas con miras a la producción de un biosólido compatible con las cualidades deseadas.

La definición del sistema de higienización es fundamental y debe ser realizada cuanto antes; de su definición dependerá toda la secuencia del proceso. Su determinación se efectúa en función del perfil sanitario deseado para el biosólido:

- biosólidos de mejor perfil sanitario eventualmente pueden ser utilizados en cualquier cultivo, siempre y cuando obedezcan a los criterios ambientales;
- biosólidos con carga mayor de patógenos presentan limitación de uso en determinados cultivos, especialmente en los que presentan contacto directo de las partes comestibles con el suelo y las consumidas crudas (ver Ítem 8.4.1).

Los procesos de higienización son usualmente clasificados en procesos avanzados de reducción de patógenos (PARP) y procesos de reducción significativa de patógenos (PRSP). Normalmente, los PARP garantizan la producción de un biosólido de perfil sanitario excepcional, que puede ser utilizado sin restricciones en cuanto a cultivos. Los PRSP garantizan la reducción a niveles adecuados y el biosólido debe ser utilizado según criterios rigurosos. La higienización también interfiere sobre la calidad agronómica del biosólido (ver Ítem 8.2.2.1).

De la definición del sistema de higienización depende la adquisición de equipos, la necesidad de estructuras de almacenamiento y maduración y las operaciones de transporte y aplicación.

8.6.3.2. Estructuración de la PTAR

Definida la forma de como la disposición se procesará, el paso siguiente es estructurar y organizar la PTAR para la realización de la actividad, o adaptar la estructura existente.

a) Equipos y mano de obra

El Cuadro 8.23 presenta los principales equipos e insumos empleados en los métodos usuales de higienización utilizados en Brasil.

Cuadro 8.23. Equipos e insumos empleados en los métodos usuales de higienización utilizados en Brasil.

Sistema de Higienización	Equipos	Insumos
Encalado (gran escala)	• Encalador (mezclador homogeneizador)	• Cal virgen y energía
Encalado (pequeña escala)	• Trompo mezclador	• Cal virgen y energía
Compostaje con alta tecnología	• Mezclador homogeneizador • Soplador • Patio para hileras	• Material carbonáceo y energía
Compostaje en pequeña escala	• Equipo para mezcla manual	• Material carbonáceo
Secado térmico	• Secador	• Energía

b) Almacenamiento

Las dimensiones del patio de almacenamiento dependen de tres factores: cantidad de lodo, tiempo de almacenamiento y contenido de sólidos, pues todos interfieren en el volumen y en la masa de biosólidos a almacenar. El contenido de sólidos interfiere, tanto en el volumen, como en la masa: cuanto menor el contenido de humedad, mayor será el volumen que puede ser almacenado por unidad de área.

La Agencia Ambiental Europea recomienda áreas de almacenamiento entre 1,5 y 0,8 m^3 de biosólidos por m^2 de patio de almacenamiento para lodos con comportamiento mecánico semejante a sólidos, 0,8 a 0,4 m^3/m^2 de biosólido para lodos con comportamiento plástico (pastoso) e inferior a 0,4 m^3/m^2 para lodos más líquidos.

Otra forma de calcular el área requerida para el almacenamiento es:

$$\text{Área } (m^2) = \frac{\text{Volumen de biosólidos } (m^3) \times \text{densidad del biosólido } (kg/m^3)}{\text{Capacidad de soporte del patio } (kg/m^2)} \quad (8.3)$$

Siempre debe respetarse el ángulo de equilibrio, que aumenta con la reducción de la humedad, y determina la altura máxima de la pila de almacenamiento sin soporte lateral.

La opción para reducción del periodo de almacenamiento es el estímulo al uso en diferentes frentes: reciclaje en agricultura, recuperación de áreas degradadas, pastizales, fruticultura, floricultura y sustratos.

c) Limpieza del vehículo transportador

La limpieza del vehículo puede realizarse en un patio simple. Sin embargo, será necesaria la adquisición de un compresor de agua. Un cuidado que debe tenerse es la limpieza de las llantas antes de la salida de la PTAR.

d) Fiscal de la PTAR

El control de la salida de los lotes de biosólidos, de la limpieza del vehículo y de la fiscalización del vehículo (Ítem 8.5.2) deben ser fiscalizados por el administrador de la planta de tratamiento y manejo de los residuos.

8.6.3.3. Transporte

Las formas de transporte del biosólido fueron discutidas en el Ítem 8.5.2. Es importante recordar que el transporte, independiente de la forma, es de total responsabilidad de la empresa generadora del residuo, así como cualquier otra etapa del proceso de disposición o descarte del biosólido. El Cuadro 8.24 lista factores importantes para la definición de la mejor opción de transporte.

Cuadro 8.24. Factores relevantes en la decisión del medio de transporte.

Factor	Relevancia
Constitución del biosólido	Biosólidos "secos" (más de 30% de sólidos) presentan facilidad de cargue (pala) y transporte (volqueta) y pueden ser efectuados por el propio productor rural, siempre que se respeten los criterios básicos (Ítem 8.5.2). Para el caso de biosólidos pastosos (menos de 30% de sólidos) su cargue es más complejo (se pegan) y el transporte incluye el uso de vehículos especiales (contenedores, camiones de carga de lodos, etc.).
Localización de la PTAR	La cercanía al medio rural facilita la remoción de los biosólidos de la PTAR y reduce los riesgos de contaminación de la población en caso de accidentes.
Acceso	Las malas condiciones de las vías de acceso a la PTAR y a la propiedad rural impiden el uso de vehículos de mayor capacidad.
Costo	El transporte puede representar el proceso de mayor costo en un programa de reciclaje.

8.6.3.4. Divulgación

El uso benéfico de biosólidos, especialmente el reciclaje en agricultura, es una práctica difundida en todo el mundo, que representa seguramente la mejor alternativa para disposición del residuo, siempre y cuando se adopten los cuidados anteriormente preconizados. Sin embargo, su viabilidad está directamente asociada a la definición de una estrategia de divulgación y comercialización y de una estructura administrativa que agregue credibilidad al producto.

a) Participación pública

La participación de la comunidad debe ser considerada tan importante como cualquier otra consideración técnica del proyecto, y el atraso en la inclusión de la participación pública puede resultar en la consolidación de conceptos negativos, que serán de más difícil superación. El involucrar a la población reducirá significativamente la oposición al programa.

Los objetivos de un programa de participación pública son:

- Concientizar técnicos, científicos, usuarios y consumidores de las ventajas y desventajas del uso de biosólidos;
- Mantener la población directamente involucrada en todas las etapas del proceso y de cómo son priorizadas las medidas de seguridad;
- Solicitar opiniones y sugerencias de técnicos, personas de liderazgo y políticos entre la población;
- Garantizar el acceso público a las informaciones sobre control de calidad de los biosólidos y de los impactos observados en las áreas de utilización.

Los dos mecanismos usualmente utilizados para alcanzar estos objetivos son: educación e interactividad. El programa educacional debe abordar de forma imparcial las ventajas y desventajas del uso de biosólidos. Sin embargo, el enfoque es dirigido hacia la necesidad de aplicación del residuo en el suelo, e involucra:

- Razones para optar por el reciclaje y no por otras alternativas de manejo, como la incineración, los rellenos, etc.
- Garantía de seguridad ambiental y de salud para usuarios y consumidores
- Restricciones de uso para cultivos, suelos y regiones
- Costos relacionados al diseño y operación de la actividad
- Beneficios económicos para los usuarios
- Beneficios ambientales para la sociedad
- Descripción de todo el proceso, de la producción del residuo al uso de un insumo de calidad

La clave de la interactividad consiste en el mantenimiento de un canal de comunicación directo entre la comunidad involucrada y los técnicos del proyecto.

b) Estrategias de marketing y divulgación

La falta de posición del mercado y el desconocimiento de usuarios y consumidores sobre los beneficios y riesgos potenciales constituyen puntos fuertes para la articulación de estrategias de divulgación y abertura de mercado.

Es común la existencia de preconceptos en relación al uso del lodo, y, por lo tanto, los trabajos de marketing y divulgación merecen atención especial y deben ser considerados desde el inicio del proyecto.

8.6.3.5. Asistencia técnica

Inclusive después de haber sido aprobado en los criterios de calidad (sanidad, metales pesados y estabilidad), la utilización de los biosólidos requiere cuidados adicionales. Es necesario seleccionar las áreas de aplicación con criterio, de tal forma que se reduzca a niveles insignificantes los riesgos asociados al uso del residuo y proporcionar el máximo rendimiento posible.

La aptitud regional de los terrenos para uso de biosólidos fue analizada durante la fase de planeación preliminar, específicamente en la etapa de evaluación del área de aplicación (Ítem 8.6.2.4), en el nivel de reconocimiento. Sin embargo, la definición exacta de la capacidad de lo terrenos de cada agricultor necesita ser evaluada en campo, en visita de un técnico capacitado para tal fin. También es responsabilidad de dicho profesional prestar asistencia técnica al agricultor, efectuando la recomendación agronómica respectiva, donde deben definirse las dosis, los cultivos, la época de aplicación y las orientaciones de uso, así como el monitoreo ambiental.

Así, la asistencia agronómica se constituye en una etapa de gran importancia en un programa de disposición en el suelo, especialmente para reciclaje agrícola. El agrónomo será responsable por la selección de las propiedades donde el lodo será aplicado y por la orientación técnica sobre el uso del biosólido. Sin embargo, es importante recordar

que institucionalmente, la compañía de saneamiento es la responsable por cualquier problema que genere la disposición de sus residuos. Por lo tanto, la selección de un profesional o empresa de asistencia asume un papel importante en la planeación del reciclaje.

El Cuadro 8.25 presenta algunas alternativas estratégicas para la forma de operacionalización de la asistencia técnica agronómica del programa de disposición agrícola de lodo, sus ventajas y desventajas.

Cuadro 8.25. Alternativas para la asistencia agronómica.

Estrategia	Empresa	Ventajas	Desventajas
Asociación	Órgano de asistencia técnica rural gubernamental	• Credibilidad con el productor • Apoyo de especialistas en diversas áreas • Oficinas locales en casi todos los municipios • Facilidad de entrenamiento • Práctica en divulgación de tecnologías • Conocimiento regional • Interés para trabajo con pequeños productores	• Situación actual de las instituciones públicas • Burocracia • Poco acceso a grandes agricultores
Contratación	Empresa privada de asistencia técnica rural	• Facilidad de entrenamiento • Contacto con el medio rural local • Disposición para divulgación de nuevas tecnologías • Buna aceptación con grandes productores	• Abertura de nuevo segmento de actuación • Cuerpo técnico restringido • Falta de homogeneidad de los técnicos de diferentes lugares • Costo
	Profesional específico para realización del trabajo	• Dominio total de la empresa sobre la asistencia técnica • Homogeneización de criterios de selección	• Costo • Falta de homogeneidad de los técnicos de diferentes lugares
Registro	Profesionales autónomos	• Pago por área, número de facturas o cantidad de biosólidos dispuestos	• Falta de homogeneidad de los técnicos • Falta de estandarización de informaciones e informes

8.6.3.6. Monitoreo

El monitoreo es el instrumento que evalúa los impactos positivos y negativos de todo el proceso de disposición. El monitoreo evalúa los efectos de la tecnología con el objetivo de maximizar los impactos positivos y proponer medidas mitigadoras para los impactos negativos.

El monitoreo debe generar datos que permitan evaluar las condiciones de ejecución del reciclaje y comprobar su adecuación ambiental y social, contemplando principalmente los parámetros legales. El Capítulo 11 estará enfocado específicamente a las cuestiones de monitoreo.

8.6.3.7. Licenciamiento ambiental

La definición de la alternativa de disposición final de los residuos debe ser exigida con motivo del licenciamiento de la PTAR. En los casos en que esta etapa no integre el proceso de licenciamiento, la disposición final requiere de un licenciamiento específico.

Los datos normalmente solicitados por los órganos ambientales involucran todas las fases del programa de reciclaje, de la producción del biosólido, su aplicación y producción final; o sea, el propio plan de disposición.

8.6.4. Operación de distribución

La última fase de la planeación aborda los preparativos para la implementación de la actividad, e involucra la selección y entrenamiento del cuerpo técnico, elaboración del programa de control y del sistema de informes y registro de datos.

8.6.4.1. Selección y entrenamiento del cuerpo técnico

A partir de la decisión tomada en la fase anterior (organización de la distribución), se debe realizar la selección del cuerpo técnico operacional y gerencial del programa y entrenarlo, atendiendo a la legislación y a las exigencias del órgano ambiental.

8.6.4.2. Programa de control

El programa de control es el mapa de la actividad de reciclaje. En él deben estar detalladamente presentadas todas las etapas del programa de reciclaje, el mapa de riesgos y las medidas a tomar en caso de problemas. Las figuras 8.15. 8.16 y 8.17 presentan flujogramas simplificados de actividades en el proceso de reciclaje y donde los riesgos de accidentes son más comunes.

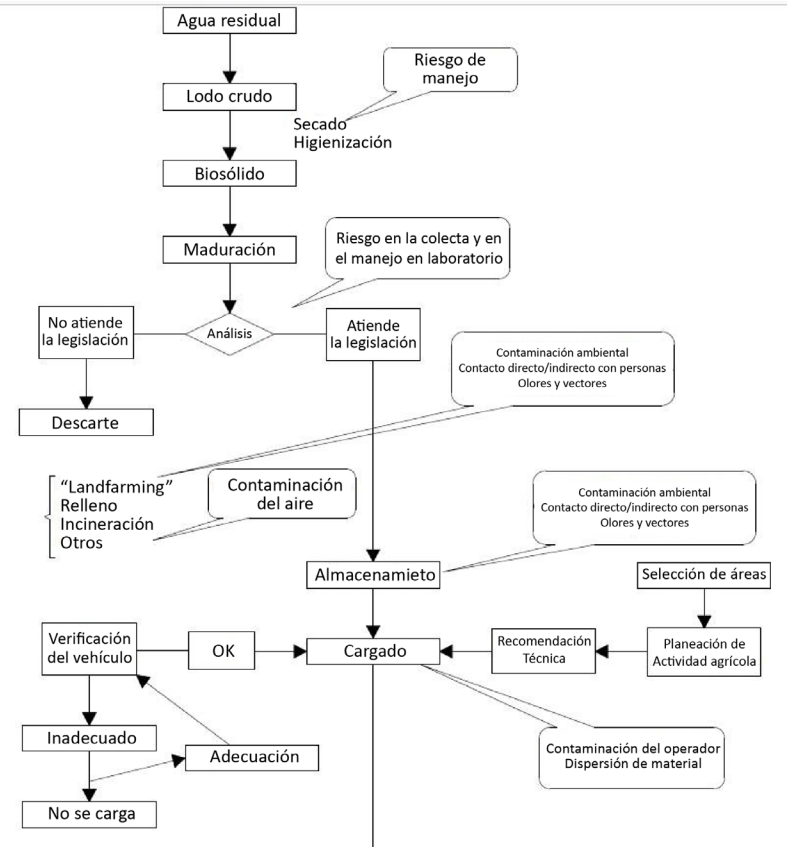


Figura 8.15. Mapa simplificado de riesgos y actividades de la fase de producción hasta la carga en un programa de disposición benéfica de biosólidos.

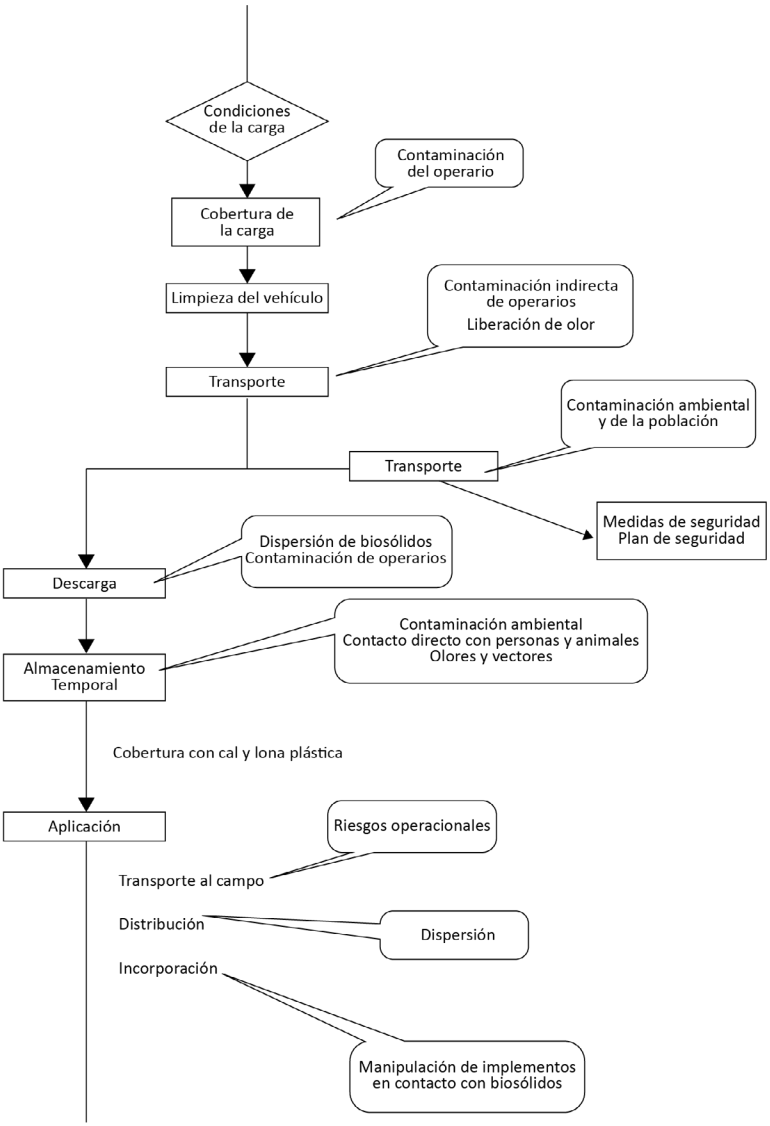


Figura 8.16. Mapa simplificado de riesgos y actividades desde la salida de la PTAR hasta la aplicación en un programa de disposición benéfica de biosólidos.

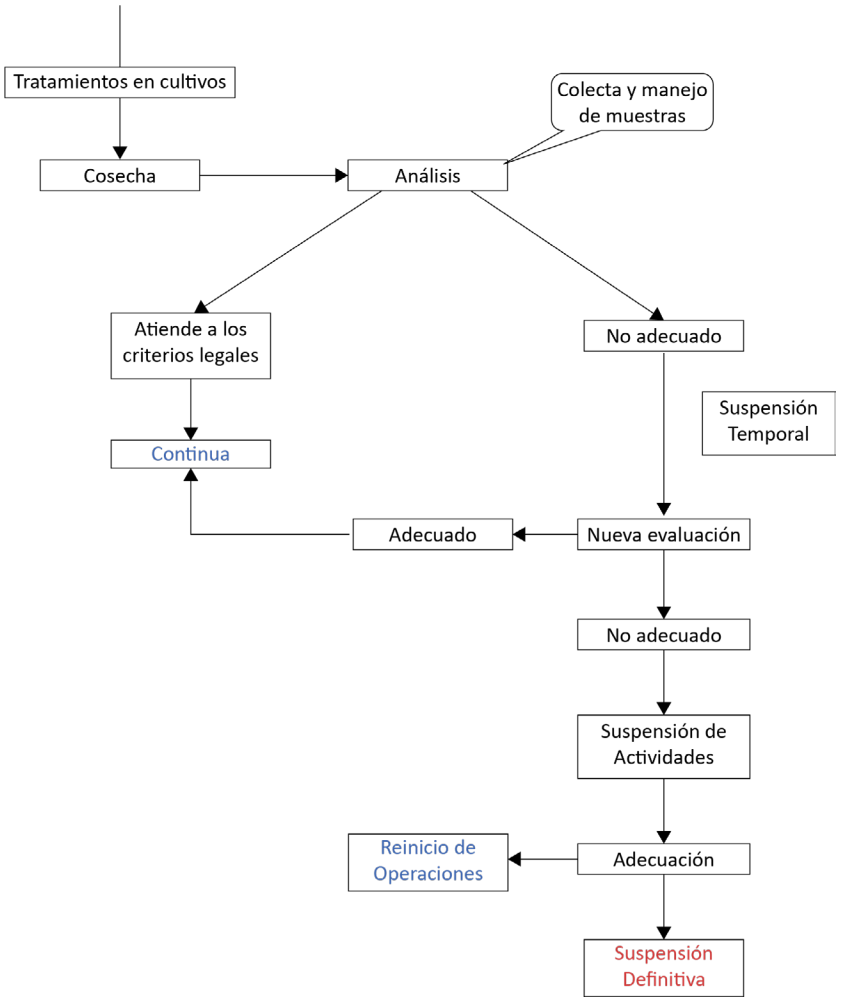


Figura 8.17. Mapa simplificado de riesgos y actividades del desarrollo del cultivo fertilizado con lodo hasta la cosecha y monitoreo de las actividades en un programa de disposición benéfica de biosólidos.

8.6.4.3. Sistema de informes y registro de datos

La emisión de informes periódicos a los órganos ambientales, presentando la evaluación de los datos obtenidos con el monitoreo, hace que el proceso de disposición sea claro y objetivo, manteniendo así un historial del área susceptible de consulta pública para la verificación de los procedimientos adoptados y de la idoneidad del responsable por la disposición del lodo. Es común en legislaciones de otros países la obligatoriedad del archivo y presentación de informes de actividades. Dicha obligatoriedad, normalmente, relaciona tanto las operaciones de producción como las de utilización del residuo.

El productor es siempre responsable de los efectos ambientales de su residuo. De esta forma, es importante que sean registradas todas las áreas donde el lodo haya sido aplicado, con los respectivos lotes de origen y su caracterización. El Cuadro 8.26 divide el proceso de disposición benéfica en dos fases, relacionando los momentos de registro y reporte de informes de datos.

Cuadro 8.26. Informe de registro de datos

Actividad	Informaciones	Técnico Responsable		Informaciones que deben ser relatadas
		Producción	Asistencia	
Producción del biosólido	Autorización ambiental para uso benéfico de biosólidos	✓		✓
	Plano de distribución	✓		
	Nivel de presencia de metales pesados	✓		✓
	Niveles de patógenos	✓		✓
	Estabilidad	✓		✓
	Descripción de los procesos de estabilización e higienización	✓		
	Cantidad de biosólidos autorizada a salir de la PTAR	✓		✓
	Registro del vehículo transportador	✓		
	Términos de responsabilidad del usuario	✓		
Disposición	Localización del área de aplicación		✓	✓
	Tamaño del área		✓	✓
	Fecha de aplicación		✓	✓
	Cantidad de lodo aplicada		✓	✓
	Registro de aptitud del área y descripción		✓	✓
	Registro de las prácticas de manejo y descripción		✓	✓
	Registro de acumulación de contaminantes en el suelo		✓	✓

8.7. DISPOSICIÓN DEL LODO EN EL SUELO SIN FINES BENÉFICOS: *LANDFARMING*

8.7.1. Preliminares

En el sistema conocido como *landfarming* o tratamiento en el suelo no se da la utilización de los nutrientes y la materia orgánica del lodo para fines productivos. El objetivo es la biodegradación del lodo por parte de los microorganismos presentes en el perfil arable y la retención de metales en la capa superficial del suelo.

El suelo es utilizado como soporte para los microorganismos y reacciones de biooxidación de la materia orgánica. Como el área dedicada a *landfarming* no tiene finalidad agrícola, las tasas de aplicación de lodo en este sistema son muy superiores a las tasas comúnmente aplicadas en agricultura. Aun así, muchos de los cuidados y restricciones ambientales citadas para uso agrícola son válidos para *landfarming*; sin embargo, con limites diferentes, pues estas áreas reciben mayor intervención tecnológica con miras a su control ambiental.

Desde el punto de vista técnico, es posible compactar o impermeabilizar la capa de suelo situada a 60-70 cm de la superficie, dotarla de drenajes, colectar integralmente los líquidos percolados y después tratarlos. En este caso son eliminadas las restricciones de contaminación del subsuelo con nitratos y otros compuestos, lo que permite aumentar las tasas de aplicación del lodo. Cuando esta alternativa técnica no es empleada, las tasas de aplicación serán menores y será necesario un mayor control de la calidad de las aguas subterráneas.

Pese a que en la mayoría de las áreas el suelo sea mantenido libre de cualquier vegetación, con volteo constante para facilitar la aireación, es posible la concepción de áreas de *landfarming* vegetadas. Las especies a plantar solamente tienen la función de aumentar la evapotranspiración del área e inmovilizar nutrientes.

En Brasil, el *landfarming* ha sido usado en algunos casos para residuos industriales y las informaciones disponibles son escasas. La empresa PETROBRÁS opera un área de *landfarming* en Araucária (estado de Paraná), en la refinería Presidente Vargas. En este caso, el lodo de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la planta industrial es co-dispuesto con residuos oleosos.

Específicamente para lodos de aguas residuales, no hay una experiencia consolidada en Brasil. Este texto no tiene por lo tanto la pretensión de definir criterios de diseño, y solamente pretende delinear referenciales que, complementados con las Normas Brasileras, *NBR 13894: Tratamiento en el suelo (landfarming) y NBR 14283: Residuos en suelos – determinación de la biodegradación por el método respirométrico,* definen procedimientos a seguir.

8.7.2. Conceptos básicos

El objetivo del proceso es la biodegradación de residuos orgánicos en la capa superficial del suelo. De esta forma, factores ambientales, como la temperatura, índice pluviométrico, pH del suelo, aireación, equilibrio de nutrientes, estado físico del suelo y las características del lodo a ser dispuesto, serán los parámetros básicos que definirán el rendimiento del proceso.

Deben tomarse algunos cuidados ambientales, pues el área recibirá dosis considerables de lodo por varios años, por ello se debe impedir que haya contaminación de aguas subterráneas por infiltración, contaminación de aguas superficiales por escurrimiento superficial y otros impactos negativos, como olores y atracción de vectores.

De acuerdo con la norma NBR 13894 (1997), la Figura 8.18 muestra un corte esquemático de una celda de *landfarming*.

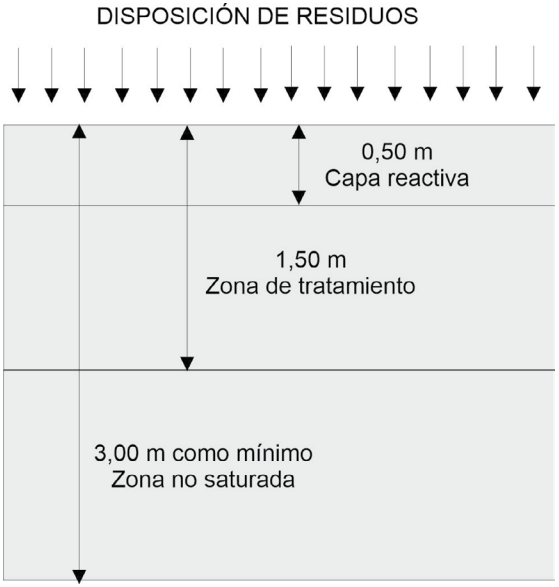


Figura 8.18 – Sección transversal esquemática de una celda de *landfarming*, de acuerdo con la norma NBR 13.894

En la capa reactiva ocurren las reacciones de bio-oxidación del lodo, siendo por ello sede de gran actividad microbiana durante el proceso de biodegradación. Dicha capa es periódicamente arada, para facilitar la aireación, y nivelada con trinches.

La "zona de tratamiento", por definición es no saturada, y debe poseer como máximo 1,50 m de profundidad. Es el lugar donde, además de la degradación, se dan los procesos de transformación e inmovilización de los componentes liberados por la biodegradación.

La norma NBR 13.894 determina que la distancia entre la superficie del suelo y el nivel freático sea como mínimo de 3,0 m. En varias regiones de suelos tropicales y subtropicales no es difícil encontrar lugares donde el nivel freático esté a 10-20 m de profundidad. Cuanto más bajo se encuentre el nivel freático, más segura será el área.

La tasa de aplicación de lodo es función de la capacidad de biodegradación del suelo, que, como fue citado, depende de varios factores. De esta forma, la norma NBR 14.283: *Residuos en suelos: determinación de la biodegradación por el método respirométrico*, define el protocolo de ensayo para evaluación de la biodegradabilidad de residuos. Esta Norma especifica el método respirométrico de Bartha para la determinación del índice de biodegradación de la materia orgánica, lo que permite:

- Evaluar la tratabilidad del residuo
- Inferir condiciones de manejo del sistema, tales como tasa de aplicación, necesidad de corrección del pH del suelo, condiciones ideales de humedad, balanceo de nutrientes.

El respirómetro de Bartha puede ser instalado sin grandes dificultades. Una muestra de suelo de 50 g es colocada dentro de un frasco Erlenmeyer de 250 mL dotado de tapa, campánula y válvula. El Erlenmeyer permanece conectado a un brazo lateral de vidrio con altura de 100 mm y diámetro de 40 mm, contiendo solución de KOH.

Normalmente se utilizan varios respirómetros conteniendo muestras de suelo mezclado con varias proporciones do residuo en estudio. La mezcla debe ser homogénea, haciéndose el ajuste de la humedad del suelo entre 50 y 70% de la capacidad de campo y balanceo de nutrientes (C/N = 60 y C/P = 300). La caracterización previa del suelo debe definir su densidad global, humedad aparente, humedad residual, capacidad de campo, pH y curva de neutralización.

Durante el proceso de biodegradación, la producción de CO_2 es retenida en la solución de KOH. Por titulometría, es posible determinar la formación de carbonatos y en consecuencia la producción de CO_2.

La Norma recomienda que los respirómetros sean incubados a 28ºC, hasta la parada total de la producción de CO_2, en tres determinaciones consecutivas, o por lo menos por 15 días.

El lodo o los residuos a ser evaluados deben ser previamente caracterizados con ensayos de toxicidad aguda, residuo total fijo y volátil, contenido de humedad, carbono orgánico, nitrógeno, fósforo, metales pesados y aceites y grasas.

8.7.3. Selección de áreas para *landfarming*

La mayoría de las observaciones realizadas para la selección de áreas para uso agrícola también son pertinentes para un área de *landfarming*, con algunas consideraciones particulares. De acuerdo con la norma norteamericana EPA 625/1-83-016, en el proceso de selección de áreas para *landfarming* deben ser considerados los siguientes aspectos:

- Distancia del área al lugar de producción de lodo
- Condiciones de las vías de transporte
- Existencia de barrera geológica impermeable, del tipo de capa de roca, evitando zonas de fracturas
- Lugares sin acuíferos son preferibles
- Distancia de transición entre el área escogida y áreas pobladas, de interés público o pozos
- Distancia de aguas superficiales
- Presentar topografía favorable
- Condiciones de clima de alta evapotranspiración
- Suelos con buen drenaje, permeabilidad, alta capacidad de intercambio catiónico y pH superior a 6,5

La norma NBR 13.894 también resalta que el área debe ser libre de inundaciones para períodos de retorno de 100 años. El lugar considerado también debe estar de acuerdo con la ley de zonificación de la región.

El Cuadro 8.26 resume algunos parámetros fijados por la norma norteamericana EPA –625/1-083-016 y por la norma brasilera NBR 13.894.

Cuadro 8.26 – Principales parámetros a ser considerados en la selección de áreas para *landfarming*, de acuerdo con la EPA y la NBR 13.894.

Parámetro	EPA		NBR 13.894 Condición recomendada
	Condición vetada	Condición ideal	
Pendiente	> 12%	< 3%	< 5%
Permeabilidad del suelo	> $1x10^{-5}$ cm/s a menos de 0,6 m de la superficie	< $1x10^{-7}$ cm/s a más de 3,0 m de la superficie	
Distancia de aguas superficiales	< 90 m	> 300 m > 60 m para cursos de agua intermitentes	
Profundidad del nivel freático	< 3,0 m	> 15,0 m	> 3,0 m
Distancia de pozos de agua potable	< 300 m	> 600 m	

Con relación a la permeabilidad del suelo, es importante observar que, en la capa reactiva, es interesante que la permeabilidad sea alta, para evitar empozamientos y condiciones anaerobias. A una profundidad mayor o igual a 3,0 m es interesante una capa poco permeable para impedir la infiltración de los líquidos percolados. En esta profundidad, un suelo con coeficiente de permeabilidad de $1x10^{-7}$ cm/s representa una barrera prácticamente impermeable, siendo que dicha barrera puede existir naturalmente o ser construida a través de compactación o a través de la colocación de geomembranas.

8.7.4. Consideraciones de diseño y operación

La determinación del área necesaria debe realizarse en función del ensayo respirométrico. Es conveniente que el área total sea subdividida en varias celdas para mayor control de los períodos de aplicación, reposo y monitoreo ambiental.

Las condiciones del suelo deben mantenerse aerobias, por lo tanto, en caso que el lodo utilizado tenga alto contenido de humedad, las tasas de aplicación deberán ser menores.

El diseño de un área de *landfarming* debe contener, además de las tasas de aplicación de lodo, la forma de manejo del área, describiendo la tecnología de aplicación del lodo, la frecuencia de aplicación, los equipos necesarios para la operación del proceso, y el manejo del suelo, en lo que se refiere a la fertilización y corrección del pH.

El diseño también debe incluir el detallado del sistema de drenaje de aguas lluvias, el drenaje de líquidos percolados, y si fuese del caso, el correspondiente sistema de tratamiento.

También debe ser dimensionada un área para recepción y almacenamiento de lodo, de acuerdo con las características operacionales adoptadas. De manera semejante a los rellenos sanitarios, el diseño del área de *landfarming* debe definir las instalaciones de apoyo, como cercas, balanza, caminos internos, oficinas, galpón y taller para mantenimiento de máquinas, de acuerdo con las dimensiones del local. Las dosis previstas de lodo deben ser aplicadas superficialmente y deben ser incorporadas con el uso de arado agrícola de discos.

El diseño también debe incluir un plan de monitoreo ambiental, un plan de emergencia y un plan de clausura.

8.7.5. Monitoreo ambiental

De acuerdo con la norma NBR 13.894, el monitoreo debe realizarse en la zona no saturada y en la zona saturada.

En la zona no saturada se deben monitorear el suelo y la solución del suelo, para determinar si ocurre migración procedente de la zona de tratamiento. Los parámetros a monitorear deben ser definidos en función de las características del lodo y de las exigencias del Órgano Ambiental del Estado.

Los procedimientos de muestreo y análisis deben asegurar resultados capaces de proporcionar una indicación de la calidad de la solución del suelo y de la constitución química del suelo por debajo de la zona de tratamiento. Estos procedimientos, así como los límites a ser respetados, deben estar de acuerdo con las exigencias del Órgano Ambiental.

En lo que se refiere a la zona saturada, el área de *landfarming* debe ser construida y operada de tal forma que mantenga la calidad de las aguas subterráneas. Debe haber un sistema de monitoreo de aguas subterráneas, el cual solamente puede ser dispensado, a criterio del Órgano Ambiental. Los pozos de monitoreo deben ser en número suficiente e instalados adecuadamente, de tal forma que las muestras colectadas representen la calidad del agua existente en el acuífero más alto. La norma brasilera NBR 13894 observa que:

- El sistema de pozos de monitoreo debe ser constituido por al menos cuatro pozos, de los cuales uno debe estar aguas arriba y tres aguas abajo en el sentido del flujo de escurrimiento preferencial de las aguas subterráneas.
- Los pozos deben tener un diámetro mínimo de 101,6 mm (4 pulgadas), suficiente para la colecta de muestras, y deben estar revestidos y tapados en su parte superior, para evitar contaminación.

El programa de monitoreo debe:

- Indicar los parámetros a ser monitoreados, considerando las características del lodo y la movilidad de los constituyentes.
- Establecer procedimientos de colecta y preservación de las muestras.
- Establecer los valores de fondo para todos los parámetros del programa. Tales valores pueden ser definidos por la toma de muestras en pozos situados aguas arriba de la instalación después del inicio de la operación, o preferiblemente, por el muestreo del nivel freático antes del inicio de la operación.

8.7.6. Plan de clausura

Después de la clausura del área, debe ser asegurada la continuidad de la operación en la zona de tratamiento, con miras a elevar al máximo la degradación, transformación e inmovilización de los constituyentes depositados.

Los sistemas de drenaje de aguas pluviales y percolados también deben ser mantenidos en condiciones operacionales, así como el sistema de tratamiento de efluentes, en caso de que exista.

Después de la clausura, no permitirse el uso agrícola del área. Para el caso de Brasil, de acuerdo con la norma NBR 13.894, el monitoreo de la zona no saturada debe continuar por el período de un año después de la última aplicación.

Ejemplo 8.10

A partir del Ejemplo 2.1 del Capítulo 2, estimar el área necesaria para el tratamiento del lodo por landfarming, considerando que el efluente generado por los 100.000 habitantes es tratado por un reactor anaerobio de manto de lodo (UASB). Adoptar la tasa de aplicación de 300 t lodo/ha.año (base seca).

Datos:

Producción de lodo calculada en el Ejemplo 2.1: 1.500 kg de SS/día, para la población de 100.000 habitantes.

Solución:

Considerando que la tasa de aplicación dada fue definida después del ensayo respirométrico de Bartha, se tiene:

Producción anual de lodo: 1.500 kg de SS/d x 365 d/año = 547.500 kg de SS/año

Tasa de aplicación: 300.000 kg SS/ ha.año

Área necesaria: 547.500 / 300.000 = 1,825 hectáreas o 18.250 m^2

En el caso que se opte por la construcción de celdas, se tendría un área total de 20.000 m^2 o 2 ha.

Pese a que el área necesaria sea muy inferior al área de reciclaje agrícola (Ejemplo 8.7), debe respetarse que el área de landfarming esté dotada de muchos dispositivos técnicos y de controles, tales como sistemas de drenaje, bordes, impermeabilización subsuperficial, pozos de monitoreo etc., que no son necesarios para las áreas agrícolas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGRODEVELOPMENT AS. (1995). *Elaboração do plano piloto para gestão e reciclagem agrícola de lodo da ETE-Belém*. Harry, J. Convênio de cooperação técnica SANEPAR – Governo Francês (mimeografiado).

ALLOWAY, B. J. (1993). *Heavy metals in soils.* New York: J. Wiley & Sons.

ANDREOLI, C V, BARRETO, C G, BONNET, B R P et al. (1994). Tratamento e disposição final do lodo de esgoto no Paraná. *Sanare*, v. 1, n. 1, p 10 –15, Curitiba.

ANDREOLI, C V, PEGORINI, E S et al. (1999). Distribution plans and legal permission requirements for land aplication of biosolids in Paraná, Brazil. In: *IAWQ Specialized conference on disposal and utilization of sewage sludge*..., Atenas: IAWQ, 71-78.

ANDREOLI, C V, PEGORINI, E S, CASTRO, L A R. (2000). Diagnóstico do potencial dos solos da região de Maringá para disposição do lodo gerado pelos sistemas de tratamento de esgoto do município. In: *Silubesa – Simpósio Luso-brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 9, Porto Seguro. Anais ... Porto Seguro: ABES, abril 2000. 668 –677.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. *NBR 13.894 – Tratamento no solo* (*landfarming*). Rio de Janeiro, 10p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. (999). *NBR 14.283 – Resíduos em solos. Determinação da biodegradação pelo método respirométrico*. Rio de Janeiro, 8p.

BRADY, N C (1989). *The nature and properties of soils.* 7ed. traduzida (s.1.): F. Bastos.

BROWN, L (1993). *Qualidade de vida – Salve o planeta.* São Paulo: Ed. Globo.

CANZIANI et al (1999). Aspectos sócio-econômicos. In: *Reciclagem agrícola de biossólidos: transformando problemas em soluções*. ANDREOLI, LARA & FERNANDES (orgs), Curitiba: SANEPAR/FINEP, 288p.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (2006). Resolução No. 375, de 29 de agosto de 2006. *Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências.*

DAVIS, R D, Hall, J E (1997). *Production, treatment and disposal of wastewater in Europe from UK perspective.* European Water Pollution Control, vol 7, n 2, p 107-115

DESCHAMPS, C (1997). Avaliação do lodo de esgoto como fertilizante orgânico em culturas anuais e perenes. In: *Projeto interdisciplinar para o desenvolvimento de critérios sanitários, agronômicos e ambientais para a implantação da Reciclagem Agrícola de Lodo de Esgoto: Resultados Parciais*. Mimeografado.

EMBRAPA (1995) - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. *Programa de qualidade ambiental.* Jaguariúna: EMBRAPA.

FERNANDES, F, LARA, A I, ANDREOLI, C V, PEGORINI, E S, (org.) (1999). Normatização para a reciclagem agrícola do lodo de esgoto. In: *Reciclagem de biossólidos: transformando problemas em soluções.* ANDREOLI, C V, LARA, A I, FERNANDES, F (coord), p 263-291

GONÇALVES, R. F. (coord.) (2000). *Gerenciamento do lodo de lagoas de estabilização não mecanizadas.* Rio de Janeiro: ABES.

HALL, J. Standardising and management of biosolids. The international experience**.** In: *I Seminário sobre Gerenciamento de Biossólidos do Mercosul* (anais), Curitiba: SANEPAR/ABES p. 113-122. 1998.

HEALTH AND WELFARE CANADA (1980). *Guidelines for Canadian Drinking Water Quality. Supporting Documentation*. Ottawa

KIEHL, E. J (1985). *Fertilizantes Orgânicos.* Piracicaba: Agronômica Ceres

LASHOF, D. A.; LIPAR, D. A. (1989). *Policy options for stabilizing global climate. Draft report to congress.* Washington, DC: EPA

LUDUVICE, M (2000). Experiência da companhia de saneamento do Distrito Federal na reciclagem agrícola de biossólidos. In: *Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto*. BETTIOL, W. e CAMARGO, O. A. (coord.), Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, p. 153–162

MELO, W. J., MARQUES, M. O (2000). Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: *Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto*. BETTIOL, W. e CAMARGO, O. A. (coord.), Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, p. 109–141

MELO, W. J.; MARQUES, M. O.; SANTIAGO, G. et al. (1993). Efeito de doses de lodo de esgoto sobre a matéria orgânica e a CTC de um latossolo cultivado

com cana. In: *Congresso Brasileiro de Ciência do Solo* (24.:1993: Goiânia). Anais... Brasília: SBCS, v.2, p. 253 – 254.

MIYAZAWA, M.; KAMAGAWA, M. Y. et al. (1996). Lixiviação de metais pesados do lodo de esgoto no solo. *SANARE*, vol 5, n 5, p 63 –67. Curitiba.

MULLER, P. S. G (1998). *Caracterização físico-química, microbiológica e estudos de desidratação em leito de secagem de lagoas de estabilização*. Dissertação de mestrado, UFES, Vitória-ES.

OUTWATER, A. B. (1994). *Reuse of sludge and minor wastewater residuals***.** S.1.: Lewis Publishers

PARANÁ. Secretaria da Agricultura e do Abastecimento (1989). *Manual técnico do subprograma de manejo e conservação do solo.* Curitiba: Paraná Rural – Programa de desenvolvimento rural do Paraná

RAIJ, B. van (1998). Uso agrícola de biossólidos. In: *I Seminário sobre Gerenciamento de Biossólidos do Mercosul* (anais), Curitiba: SANEPAR/ ABES p. 147-151

SANEPAR – Companhia de Saneamento do Paraná (1997). *Manual técnico para utilização agrícola do lodo de esgoto no Paraná.* Curitiba: SANEPAR

SANEPAR – Companhia de Saneamento do Paraná (1997). *Reciclagem agrícola do lodo de esgoto: estudo preliminar para definição de critérios para uso agronômico e de parâmetros para normatização ambiental e sanitária.* Curitiba: SANEPAR,

SILVA, J. E., DIMAS, V. S. R., SHARMA, R. D. (2000). Alternativa agronômica para o biossólido: a experiência de Brasília. In: *Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto*. BETTIOL, W. e CAMARGO, O. A. (coord.), Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, p. 143–162.

SIMS, J. T.; KLINE, J. S. (1991). Chemical fractionation and plant uptake of heavy metals in soils amended with co-composted sewage sludge. *J. Environmental Qual.*, vol 20, p 387-395.

SOUZA, M L P, ANDREOLI, C V, PAULETTI, V. et al. (1994). Desenvolvimento de um sistema de classificação de terras para disposição final do lodo de esgoto. In: *Simpósio Luso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental* (4: 1994: Florianópolis). Anais..., FlorianópolisABES/APRH, 1994, v 1, t 1, p 403 – 419.

TASADILAS, C. D., MATSI, T.; BARBAYIANNIS, N. et al. (1995). Influence of sewage sludge application on soil properties and on the distribution and availability of heavy metal fraction. *Commun. Soil Sci*. Plant Anal. Vol 26, p 2603 – 2619.

TACKETT, S. L., WINTERS, E. R., PUZ, M. J. (1986). Leaching of heavy metals from composted sewage sludge as a function of pH. *Can. J. Soil Sci*., vol 66, p 763-765.

TAN, K. H. (1995). *Environmental soil sciences*. Marcel Dekker, New York.

THOMAZ SOCCOL, V, PAULINO, C R, CASTRO, E A, (1999). Agentes Patogênicos: Helmintos e Protozoários. In: *Reciclagem de biossólidos: transformando problemas em soluções*. ANDREOLI, C V, LARA, A I, FERNANDES, F (coord), p 256-279.

TSUTIYA, M. T. (2000). Alternativas de disposição final de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: *Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto*. BETTIOL, W. e CAMARGO, O. A (coord.), Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, p. 69-105

USEPA - United States Environmental Protection Agency (1979). *Sludge treatment and disposal.* Cincinnati: USEPA, v.1 e 2

USEPA - United States Environmental Protection Agency (1983). *Land aplication of municipal sludge – Process design manual*. EPA – 625/1-83-016, Cincinnati, 420p.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. (1993). *Land application of biosolids - Process design manual.* Cincinnati.

WRC, Water Research Center (sin fecha). *The agricultural value of sewage sludge: a farmer's guide.* Folder de divulgação técnica, Inglaterra.

CAPÍTULO 9

PRINCIPALES TIPOS DE TRANSFORMACIÓN Y DESCARTE DEL LODO

Maurício Luduvice
Fernando Fernandes

9.1. INTRODUCCIÓN

El proceso de urbanización observado en todo el mundo favorece la formación de grandes áreas metropolitanas, que terminan imponiendo límites en las alternativas de procesamiento y disposición final del lodo. En regiones metropolitanas el costo del transporte y el impacto negativo del tráfico pesado en áreas urbanas favorecen la adopción de alternativas de tratamiento y disposición en la propia área de la PTAR. Es en ese escenario que se destacan los procesos de combustión de lodo, como incineración y oxidación húmeda.

Independiente de la tecnología adoptada, todos los procesos de tratamiento y disposición de lodo sin excepción presentan ventajas y desventajas, muchas de estas relativas a la posibilidad de contaminación del suelo, de los cuerpos receptores o inclusive de la atmósfera. La combustión de lodo, a pesar de reducir los riesgos de degradación del suelo y de los recursos hídricos, presenta serias preocupaciones con respecto a la contaminación atmosférica y a la disposición final segura de la ceniza residual.

La participación de la incineración como alternativa de tratamiento de lodo de aguas residuales presentó un sustancial aumento en muchos países. Este crecimiento está asociado a una reducción en la utilización de rellenos sanitarios como destino final del lodo, debido al aumento

en la competición por espacio en rellenos, aumento en el precio de la tonelada dispuesta, legislación restrictiva e incentivo al reciclaje del lodo.

El presente capítulo aborda los siguientes tipos de transformación y descarte de lodo de aguas residuales:

- Secado térmico
- Oxidación húmeda
- Incineración
- Disposición en relleno sanitario

De las alternativas antes citadas, solamente el relleno sanitario puede ser clasificado como ruta de disposición final. Las otras tecnologías, a pesar da la alta capacidad de remoción de agua, aún producen residuo que exige disposición final.

La adopción de rellenos como alternativa de disposición final deberá estar condicionada a la imposibilidad de la utilización del lodo en agricultura. La mayoría de los lodos producidos en plantas de tratamiento de aguas residuales municipales posee características físicas y químicas que permiten su utilización en agricultura o en la industria. El lodo no debe ser considerado como un simple residuo y sí como un material con valor agregado potencial.

9.2. SECADO TÉRMICO

El secado térmico es un proceso con alta flexibilidad, que puede ser adaptado para producir "*pellets*" en condiciones de ser utilizados para reúso agrícola, disposición en rellenos sanitarios e incineración. El proceso se basa en la aplicación de calor para evaporación de la humedad presente en el lodo.

El producto también puede ser utilizado como combustible en calderas, calentadores industriales, hornos de cemento etc. La concentración de

sólidos de los "*pellets*" varía entre el 65 y el 95% (humedad de 5 a 35%). Las principales ventajas del secado térmico del lodo son:

- Significativa reducción en el volumen de lodo;
- Reducción en los costos relativos a transporte y almacenamiento;
- Producto final estabilizado, de fácil transporte, almacenamiento y manejo;
- Producto final libre de organismos patógenos;
- Producto final con retención de las características de acondicionador del suelo asociadas al lodo de aguas residuales;
- Producto final apropiado para reúso agrícola de forma no restringida, para incineración o disposición final en rellenos sanitarios;
- Posibilidad de acondicionamiento en empaques de tamaño pequeño.

Los principales inconvenientes de los procesos de secado térmico son:

- Producción de efluente líquido;
- Liberación de gases para la atmósfera;
- Riesgo de la liberación de olores y de la generación de ruidos.

Los procesos de secado térmico pueden ser *indirectos*, *directos* o *mixtos*. Los procesos indirectos son recomendados para la obtención de un producto final con concentración de sólidos de hasta 85%. Para la producción de "*pellets*" con contenido de sólidos superior a 90%, apropiados para comercialización como fertilizante organomineral, los procesos de secado directo son los más recomendados.

El efluente líquido producido es de pequeño volumen - menos de 1% del caudal de la PTAR – el cual puede ser recirculado hacia la entrada de la planta, siempre y cuando esta posea capacidad instalada para tratar la carga adicional de materia orgánica. En los casos de secado térmico de lodo anaerobio, el exceso de nitrógeno amoniacal puede convertirse en un problema para el tratamiento del efluente líquido.

Tanto los procesos de secado directo como de secado indirecto producen emisiones gaseosas con potencial para producir olores ofensivos. El olor asociado al producto seco es similar al del lodo original, aunque con menor intensidad. Es recomendable que la unidad de secado sea mantenida aislada, de preferencia en ambiente con presión negativa, de tal forma que minimice los riesgos de liberación de gases.

La Figura 9.1 presenta un esquema del funcionamiento del proceso del secado térmico.

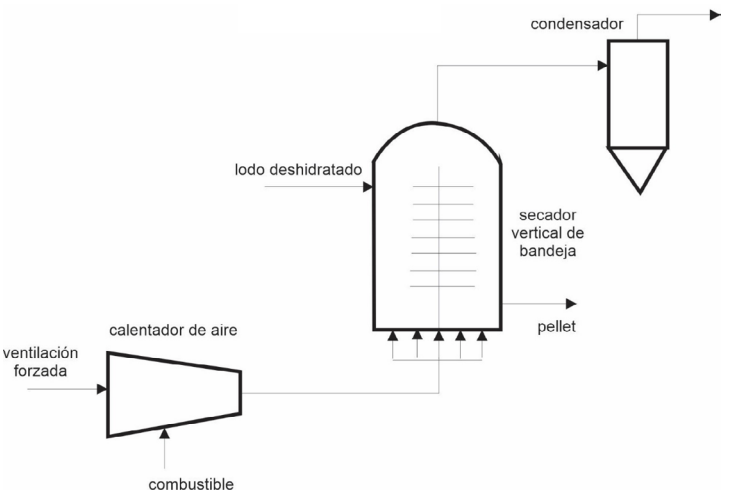


Fig. 9.1. Esquema de funcionamiento del proceso de secado térmico

9.3. OXIDACIÓN HÚMEDA

Desarrollada en Noruega para el tratamiento de residuos de la industria de papel, la oxidación húmeda fue adaptada en los Estados Unidos para el tratamiento de lodos de aguas residuales en la década de 1960. A pesar de un inicio prometedor, la tecnología no obtuvo el éxito esperado y terminó siendo adaptada para el tratamiento de residuos industriales líquidos de alta toxicidad. La oxidación húmeda

es recomendada cuando el efluente está demasiado diluido para ser incinerado y además cuando es tóxico / refractario para ser sometido a tratamiento biológico.

El proceso se basa en la capacidad de que la materia orgánica disuelta o particulada presente en un líquido sea oxidada a temperaturas entre 100º y 374°C, el punto crítico del agua. El límite de 374º C es dado por la incapacidad del agua para existir en la forma líquida por encima de dicha temperatura, inclusive bajo presiones elevadas. El proceso de oxidación es acelerado por la alta solubilidad del oxígeno en soluciones acuosas a altas temperaturas. El proceso es altamente eficiente en la destrucción de la materia orgánica presente en efluentes con concentración de sólidos entre 1 - 20%. En dicho rango de valores de concentración de sólidos existe materia orgánica en cantidad suficiente para generar calor para mantener la temperatura deseada sin la necesidad de una fuente auxiliar de energía. El límite de la concentración de sólidos de 200 g/L se debe al riesgo de que el exceso de calor generado supere la temperatura límite, provocando la completa evaporación de la masa líquida.

El proceso de oxidación húmeda de la materia orgánica puede ser descrito por la siguiente ecuación:

$$C_aH_bO_cN_dS_eCl_f + O_2 \rightarrow CO_2 + H_2O + NH_4^+ + SO_4^- + Cl^- \qquad (9.1)$$

En principio, todo el carbono e hidrógeno presentes pueden ser oxidados a dióxido de carbono y agua. Sin embargo, factores como la temperatura interna del reactor, el tiempo de retención y las características del efluente influencian en el grado de oxidación obtenido. Es posible observar en la Ecuación 9.1 que el nitrógeno orgánico es convertido en amonio, el azufre en sulfato y los elementos halógenos en sus iones – Cl^-, Br^-, I^-, Fl^-. Dichos iones permanecen disueltos, sin existir la producción de óxidos de azufre o nitrógeno (SO_x y NO_x).

Debido a la característica exotérmica de la reacción anteriormente descrita, el proceso de oxidación húmeda es capaz de producir energía suficiente para mantener el proceso de forma auto sustentable. La operación autógena exige una concentración de DQO en el afluente superior a 10 g/L, muy inferior a la concentración de 400 g/L de DQO exigida para alcanzar operación autógena en incineradores.

Después de algunos años, el desarrollo alcanzado por la tecnología y las restricciones impuestas para la disposición final del lodo por la legislación ambiental de diversos países hicieron que la atención se dirija nuevamente hacia la utilización de la oxidación por aire húmedo en la estabilización del lodo de aguas residuales. En estas condiciones, la oxidación por aire húmedo a media y alta presión volvió a ser considerada para PTARs localizadas en grandes áreas metropolitanas y con caudales superiores a cerca de 250 L/s.

La materia orgánica presente en el lodo de aguas residuales, al ser sometida a la oxidación húmeda, puede ser clasificada en dos categorías diferentes: *fácilmente oxidable* y *no fácilmente oxidable*. En la primera categoría se encuentran los componentes más comunes del lodo, como proteínas, lípidos, azúcares y fibras. En general, el grupo de los "fácilmente oxidables" responde por cerca del 60% de la materia orgánica total. Las principales variables de control del proceso de oxidación por aire húmedo son:

- temperatura;
- presión;
- suministro de aire / oxígeno;
- concentración de sólidos;
-

En cuanto a la presión de trabajo, el proceso puede ser clasificado en:

- oxidación a baja presión;
- oxidación a presión intermedia;
- oxidación a alta presión.

Mientras que el objetivo principal de la oxidación a baja presión es reducir el volumen de lodo y aumentar la capacidad de deshidratación del material sólido a través de un simple tratamiento térmico, la oxidación a mediana y alta presión son diseñadas para reducir el volumen de lodo a través de la oxidación de la materia orgánica volátil a CO_2 y agua.

A pesar de ser bastante eficiente, el proceso de oxidación húmeda está lejos de ser un proceso completo y su aplicación en escala industrial requiere de operación y mantenimiento eficientes. Los problemas más comúnmente encontrados en unidades que tratan lodo de aguas residuales en escala industrial son:

- generación de olores;
- corrosión acentuada de intercambiadores de calor y reactores;
- consumo de energía necesaria para iniciar el proceso de oxidación;
- alta concentración de DQO del efluente líquido;
- alta concentración de metales pesados en la ceniza residual.

La Figura 9.2 presenta el esquema de un sistema de oxidación húmeda con reactor vertical. El lodo afluente es bombeado hacia el reactor WAO (iniciales de Wet Air Oxidation, oxidación por aire húmedo en inglés) a través del paso en el intercambiador de calor para elevación de la temperatura. Después del tratamiento, el efluente del reactor WAO sigue hacia el separador de fases, donde el lodo es transportado para su deshidratación, el líquido es retornado hacia el tratamiento, pasando antes por el intercambiador de calor, donde parte del calor es transmitida al lodo afluente al reactor WAO. El efluente gaseoso es liberado hacia la atmósfera después de su tratamiento a través de un precipitador electrostático y filtros para la remoción de partículas sólidas y sustancias odoríficas

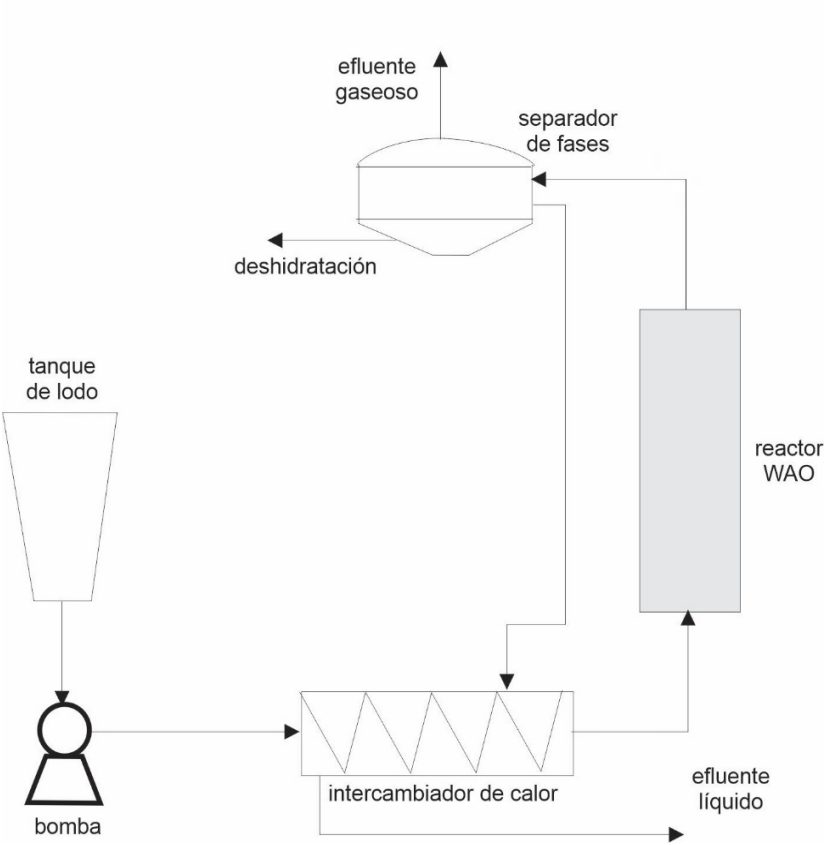


Figura 9.2. Sistema de oxidación húmeda convencional con reactor vertical

La oxidación húmeda puede utilizar aire u oxígeno puro como fuente de oxígeno. Las unidades que actualmente se encuentran en operación en plantas de tratamiento de aguas residuales utilizan el aire comprimido como agente oxidante.

Estudios económicos comparativos para tratamiento de efluentes con hasta 20% de sólidos indican que, a pesar de que la oxidación húmeda

presenta un costo de implantación mayor al de un incinerador, su costo de operación es bastante inferior, debido a la reducida demanda por fuente de energía externa al sistema.

La oxidación por aire húmedo puede tratar cualquier tipo de lodo orgánico producido en PTAR doméstica o industrial. El sólido producido es estéril, no putrescible, decanta con rapidez y puede ser deshidratado mecánicamente con facilidad. Sin embargo, posee baja concentración de nitrógeno y puede contener una razonable concentración de metales pesados. Estas características hacen de dicho lodo inapropiado para el reúso agrícola, motivo por el cual habrá restricciones respecto a su destino final.

El producto gaseoso de la oxidación húmeda del lodo es una mezcla de gases, compuesta de nitrógeno, oxígeno, dióxido de carbono e hidrocarbonatos. La liberación de olores ofensivos está directamente asociada al grado de oxidación obtenido.

El proceso permite una significativa remoción de DQO, donde gran parte es transformada en ácidos volátiles de bajo peso molecular (ej. ácido acético, ácido propiónico etc.), pudiendo alcanzar concentraciones de DQO entre 5.000 y 10.000 mg/L.

La fase líquida resultante de la oxidación húmeda a media y alta presión posee una menor carga orgánica y puede ser tratada biológicamente. La carga orgánica es compuesta por ácidos volátiles de bajo peso molecular y aminoácidos. La relación DQO/DBO es aproximadamente de 2 y se puede lograr remociones de DQO y de DBO por encima del 80% y 95%. En centrales de tratamiento de lodo que utilizan la oxidación húmeda, el sobrenadante del proceso es tratado biológicamente, tanto en reactores anaerobios, como en unidades de lodos activados.

El Cuadro 9.1 presenta una comparación entre los principales tipos de oxidación húmeda utilizados para lodos de aguas residuales.

Cuadro 9.1. Tipos de oxidación húmeda en lodos de aguas residuales

Parámetro	Tipo de proceso de oxidación		
	Baja Presión (Trat. Térmico)	Presión Intermedia	Alta Presión
Presión (atm)	20,5 – 27,3	27,3 – 54,6	54,6 – 136
Temperatura (°C)	148 – 204	204 – 260	260 – 315
Materia orgánica destruida (%)	5 –10	10 – 50	50 – 90
Reducción de volumen (%)	25 – 35	30 – 60	60 – 80
Lodo esterilizado	si	si	si
Reacción autotérmica	no	si	si
Aumenta capacidad de deshidratación	si	si	si

Las unidades de oxidación húmeda son consideradas de alta sofisticación, exigiendo operación y mantenimiento a través de personal especializado. Todo el material del reactor debe ser construido en acero inoxidable 316 para evitar el ataque corrosivo de los ácidos formados.

La combinación de la tecnología de oxidación húmeda con la del proceso de lodos activados conocido como "*Deep Shaft*" hizo surgir en Holanda un proceso que utiliza reactores con hasta 1,6 km de profundidad para tratar lodos de PTARs. La oxidación húmeda en pozo profundo elimina la necesidad de bombas, intercambiadores de calor y reactores de alta presión, que son elementos que encarecen significativamente el costo de implantación de la unidad. Este tipo de proceso es recomendado para locales con serias limitaciones de área. Actualmente existen dos unidades operando en los Estados Unidos y una en Holanda.

9.4. INCINERACIÓN

La incineración es el proceso de estabilización de lodo que propicia la mayor reducción en el volumen para disposición final. El volumen de ceniza residual es normalmente inferior a 4% del volumen del lodo

deshidratado alimentado al incinerador. Los incineradores son normalmente construidos para atender a poblaciones superiores a 500.000 habitantes, con capacidad de procesamiento superior a 1,0 t/h y están preparados para recibir lodo de varias unidades de tratamiento.

La incineración del lodo implica en la destrucción de las sustancias orgánicas presentes en el lodo a través de combustión, obtenida en la presencia de exceso de oxígeno. Toda la materia orgánica es destruida, incluyendo organismos patógenos. Actualmente los incineradores utilizan sofisticados sistemas de filtros, que reducen significativamente la emisión de contaminantes hacia la atmósfera. Los gases liberados para la atmósfera por incineradores deben ser monitoreados regularmente, de tal forma que garanticen que ninguna sustancia tóxica escape de la destrucción.

El diseño de un incinerador exige la ejecución de un detallado balance de masa y energía. A pesar de la elevada concentración de materia orgánica, el proceso de combustión del lodo solamente alcanza condiciones autógenas cuando la concentración de sólidos en el lodo es superior a 35%. La incineración de lodo deshidratado mecánicamente con concentración de sólidos entre 20 y 30% solamente ocurre a través de la utilización de combustible auxiliar, normalmente aceite de caldera con bajo contenido de azufre. El poder calorífico del lodo es fundamental en la reducción del consumo de combustible. Los elementos combustibles presentes en el lodo son carbono, azufre e hidrógeno, que existen bajo la forma de grasas, carbohidratos y proteínas. Valores típicos del poder calorífico de diferentes tipos de lodo se discriminan en el Cuadro 9.2.

Cuadro 9.2. Poder calorífico de diferentes tipos de lodo de aguas residuales

Tipo de lodo	Poder calorífico (kJ/kgST)
Lodo crudo primario	23.300 – 29.000
Lodo digerido anaerobio	12.793
Lodo activado	19.770 – 23.300

Adaptado de WEF (1996)

Los productos de la combustión completa del lodo son: vapor de agua, dióxido de carbono, dióxido de azufre y ceniza inerte. Una buena combustión exige una mezcla combustible / oxígeno adecuada. Usualmente el suministro de oxígeno para la combustión se obtiene a través de la inyección de aire, que, debido a la alta concentración de nitrógeno, requiere un volumen muy superior a la cantidad de oxígeno determinada estequiométricamente. El cálculo estequiométrico indica que para cada kg de O_2 son necesarios cerca de 4,6 kg de aire; sin embargo, en la práctica este valor debe ser aumentado entre 35 y 100% de tal forma que asegure un contacto íntimo capaz de garantizar una combustión completa. El exceso de aire necesario depende de las características del lodo y del tipo de incinerador utilizado.

La cantidad de oxígeno necesaria para la combustión completa de la materia orgánica puede ser determinada a partir de la identificación de los compuestos orgánicos, y asumiendo que todo el carbono e hidrógeno presentes sean respectivamente oxidados a dióxido de carbono y agua. De esta manera, la fórmula teórica puede ser escrita como:

$$C_aH_bO_cN_d + (a + 0{,}25\,b - 0{,}5\,d)\,O_2 \rightarrow aCO_2 + 0{,}5cH_2O + 0{,}5dN_2 \quad (9.2)$$

Los dos principales tipos de incineradores en uso en el tratamiento de lodo de aguas residuales son:

- incinerador de múltiples cámaras;
- incinerador de lecho fluidizado.

El incinerador de múltiples cámaras se encuentra subdivido en tres zonas de combustión distintas: la superior, donde ocurre la remoción final de la humedad; la intermedia, donde ocurre la combustión propiamente dicha; y la tercera e inferior, también conocida como zona de enfriamiento. En caso de necesidad de una fuente suplementaria de combustible, se colocan quemadores a gas o a aceite combustible en las cámaras intermedias.

El incinerador de lecho fluidizado consiste en una unidad cilíndrica de cámara única con paredes refractarias. El lecho fluidizado de arena, en contacto con el lodo deshidratado, retiene las partículas orgánicas hasta la completa combustión de las mismas.

La tendencia observada es en favor de incineradores de lecho fluidizado, debido al menor costo de operación y a la calidad del aire liberado a través de la chimenea. La operación en condiciones autógenas a una temperatura superior a los 815º C garantiza la completa destrucción de compuestos orgánicos volátiles a un costo competitivo. El desarrollo en los equipos de deshidratación ya posibilita la existencia de combustión autógena en incineradores alimentados con lodo con concentración de sólidos superior a 35%. El Cuadro 9.3 muestra la ventaja de la alimentación de lodo con mayor concentración de sólidos en un incinerador de lecho fluidizado.

Cuadro 9.3. Condiciones de operación de un incinerador de lecho fluidizado utilizando lodo primario en diferentes concentraciones de sólidos.

Parámetro	**Lodo con 20% de sólidos**	**Lodo con 26% de sólidos**
Orgánicos volátiles (%)	75	75
Energía disponible (MJ/tonST)	3.489	4.536
Temperatura de agotamiento (º C)	815	815
Exceso de aire necesario (%)	40	40
Temperatura del aire (ºC)	537	537

Parámetro	Lodo con 20% de sólidos	Lodo con 26% de sólidos
Consumo de combustible (L/tonST)	184	8
Capacidad de procesamiento (kgST/h)	998	1.361
Fuerza (kWh/tonST)	284	207
Agua de lavado de gases (L/tonST.s)	30	26
Tiempo de operación (h/d)	18.2	13.3

Adaptado de WEF (1992)

Debido a la sofisticación del proceso y al alto costo de implantación y operación, el uso de incineradores en el tratamiento de lodo está restringido a las grandes áreas metropolitanas con elevada concentración industrial. Las restricciones al reúso en agricultura de lodo con alta concentración de metales pesados, la distancia de las áreas metropolitanas al campo y las limitaciones de espacio en los rellenos sanitarios urbanos contribuyen para, en dichas condiciones, viabilizar la incineración como alternativa de tratamiento del lodo.

El control de la emisión atmosférica de un incinerador se obtiene a través de la optimización del proceso de combustión y de la utilización de filtros antes de la liberación del efluente hacia la atmosfera. Los contaminantes liberados hacia la atmósfera pueden estar en la forma gaseosa o sólida. Los contaminantes gaseosos están conformados por sólidos que fueron evaporados durante el proceso de combustión o de compuestos formados durante la combustión. Los principales contaminantes gaseosos son:

- óxidos de nitrógeno (NO_x);
- productos de combustión incompleta – monóxido de carbono (CO), dioxinas, furanos etc.;
- gases ácidos – dióxido de azufre, ácido clorhídrico y ácido fluorhídrico;
- compuestos orgánicos volátiles – tolueno, solventes clorados.

Los sólidos presentes en las emisiones atmosféricas de incineradores están formados por materia particulada fina compuesta de metales y sólidos suspendidos particulados condensables a la temperatura

ambiente. La concentración de metales en los sólidos en suspensión está directamente vinculada a la calidad del lodo incinerado. Los precipitadores electrostáticos son ampliamente utilizados en la remoción de material particulado presente en emisiones de incineradores.

A pesar de la considerable reducción en el volumen de lodo, la incineración no puede ser considerada un proceso de destinación final del lodo debido a la ceniza residual, que exige disposición final adecuada. La combustión eficiente asegura la completa destrucción de la materia orgánica presente en el lodo, restando en la ceniza material inerte inorgánico que puede contener considerables concentraciones de metales pesados. La cantidad de ceniza residual varía de acuerdo con el tipo de lodo incinerado. Para el lodo crudo se espera una producción entre 200 y 400 kg/tonelada de lodo incinerado, para el lodo digerido la estimación es de 350 a 500 kg/tonelada debido a la menor concentración de sólidos volátiles. El Cuadro 9.4 presenta valores de la composición típica de la ceniza.

Cuadro 9.4. Composición típica de la ceniza de incineradores de lodo

Componente	**Composición (en peso seco)**
SiO_2	55 %
Al_2O_3	18,4 %
P_2O_5	6,9 %
Fe_2O_3	5,8 %
CaO	5,4 %
Cu	650 mg/kg
Zn	450 mg/kg
Ni	100 mg/kg
Cd	11 mg/kg

Los riesgos de la disposición inadecuada de la ceniza están asociados a la posible lixiviación de los metales pesados y la posterior absorción

de estos elementos por las plantas. La disposición final en rellenos sanitarios es la más indicada, y no es aconsejable la disposición de las cenizas en el suelo. Actualmente existen experiencias en Japón y en Europa en la mezcla da ceniza con cemento, como forma de asegurar la retención definitiva de los metales pesados.

Se puede practicar también la coincineración del lodo en hornos para producción de cemento o en termoeléctricas que utilizan el carbón mineral como combustible. La gran ventaja de la coincineración se encuentra en la reducción de los costos de implantación y de operación / mantenimiento. Los procedimientos de operación y mantenimiento de la unidad son integrados a la rutina de la industria, posibilitando la reducción del costo total de disposición final.

La Figura 9.3 presenta el esquema de un incinerador de lecho fluidizado con sistema de lavado y enfriamiento de gases.

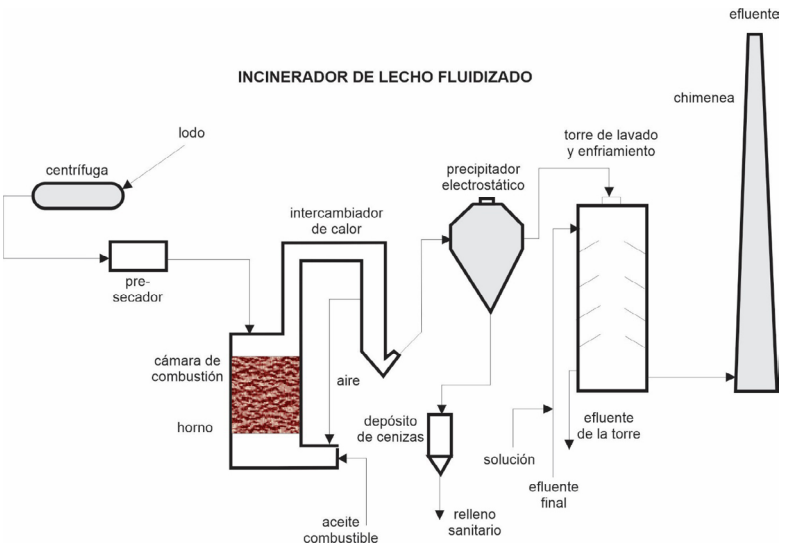


Figura 9.3. Esquema de incinerador de lecho fluidizado con sistema de lavado y enfriamiento de gases (adaptado de CIWEM,1999)

9.5. DISPOSICIÓN EN RELLENO SANITARIO

9.5.1. Consideraciones generales

La Asociación Brasilera de Normas Técnicas (NBR 8419) define un relleno sanitario de residuos sólidos urbanos como *"técnica de disposición de residuos sólidos urbanos en el suelo, sin causar daños a la salud* pública *y a su seguridad, minimizando los impactos ambientales, método este que utiliza los principios de la ingeniería para confinar los residuos sólidos a la menor área posible y reducirlos al menor volumen posible, cubriéndolos con una capa de tierra en la conclusión de cada jornada de trabajo, o a intervalos menores, en caso de ser necesario".*

En la disposición del lodo en relleno sanitario no hay ningún tipo de preocupación por recuperar nutrientes o por utilizar el lodo para cualquier finalidad útil. El lodo confinado en celdas pasa por un proceso de biodegradación anaerobia, generando varios subproductos, como el metano.

La disposición del lodo en rellenos sanitarios requiere de una adecuación entre las características del lodo y las del relleno.

De modo general, se puede considerar dos modalidades de disposición:

- Rellenos sanitarios exclusivos, en los cuales solamente es dispuesto el lodo, siendo por lo tanto un relleno adecuado a las características del residuo, bajo el punto de vista ambiental y de infraestructura. En este caso, generalmente se opta por el lodo con alto contenido de sólidos (>30%) o secados térmicamente.

- Codisposición con residuos sólidos urbanos, donde el lodo es mezclado con los residuos sólidos domiciliares. En este caso, el relleno no es construido de manera tal que sea adaptado a la disposición del lodo. La mezcla de lodo con los residuos urbanos

tiende a acelerar el proceso de biodegradación en función del contenido de nitrógeno y del potencial de inoculación del lodo. El inconveniente de esta alternativa es la reducción de la vida útil de los rellenos, en caso que la cantidad de lodo a ser dispuesto sea significativa. Hay ejemplos de acuerdos entre compañías de saneamiento y alcaldías. En este caso, los rellenos sanitarios de residuos sólidos urbanos reciben lodo de la PTAR y, en contrapartida, las PTARs reciben y tratan el lixiviado generado en los rellenos. Un ejemplo en Brasil, en la Alcaldía de São Paulo, especifica que el peso de las tortas a ser dispuestas no sea mayor que 5% del peso de los residuos urbanos dispuestos y que la humedad del lodo sea menor al 60%. Sin embargo, muchas alcaldías no aceptan lodos en sus rellenos, por tratarse de un residuo que puede dificultar la operación y ciertamente puede disminuir la vida útil del relleno, además de presentar un riesgo adicional de contaminación del área.

Para las dos alternativas, son innumerables las tecnologías disponibles. El relleno puede, dentro de ciertos límites, recibir lodo inadecuado para el reciclaje agrícola.

En el contexto brasilero, la norma NBR 10.004 de dicho país (Residuos sólidos) define qué es un residuo sólido y cita: “Quedan incluidos en esa definición los lodos provenientes de sistemas de tratamiento de agua, aquellos generados por equipos e instalaciones de control de la contaminación, así como determinados líquidos cuyas peculiaridades hagan inviable su vertimiento en la red pública de aguas residuales o cuerpos de agua”.

La misma Norma clasifica los residuos en:

- Clase I: Peligrosos
- Clase II: No inertes
- Clase III: Inertes

Los residuos Clase I son caracterizados por inflamabilidad, corrosividad, reactividad, toxicidad o patogenicidad.

En lo que se refiere a la patogenicidad, el sub ítem 4.1.5.1 de dicha Norma afirma que: "Un residuo es caracterizado como patógeno si una muestra representativa de él, obtenida de acuerdo con la norma brasileira NBR 10.007, contenga microorganismos causadores de enfermedades u otras toxinas que puedan causar enfermedades". En el ítem siguiente, 4.1.5.2, la Norma define que "No se incluyen en este ítem los residuos sólidos domiciliarios y aquellos generados en las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas".

Por lo tanto, el lodo de aguas residuales generado por el tratamiento de aguas efluentes domiciliarios es un residuo Clase II. De hecho, el análisis de lixiviación (norma brasileira NBR 10.005) y Solubilización (norma brasileira NBR 10.006) de varias muestras de lodo de aguas residuales hayan mostrado que dicho residuo, en general, se enmarca en la Clase II; por lo tanto, no se considera como un residuo peligroso. Por otro lado, en caso que el efluente se encuentre muy contaminado por efluentes industriales, no es imposible que tenga otra clasificación y que así el lodo necesite de rellenos especiales.

Los rellenos son flexibles en el sentido de recibir cantidades variables de lodo, absorber excedente de demandas de otras formas de destino final y operar de forma independiente de factores externos. La estabilización del lodo y el contenido de patógenos entran a tener importancia secundaria para esta alternativa.

Un aspecto importante para la instalación de rellenos se refiere a la disponibilidad de áreas aptas cercanas al lugar de producción del lodo. Debe ser aplicado un criterio racional para la selección de la mejor alternativa de localización y desarrollo de un proyecto de ingeniería específico para la construcción del relleno.

El punto delicado a ser considerado es que para la instalación de un relleno es necesaria su aceptación por parte de la población circunvecina al área, la aprobación del Órgano Ambiental, el atendimiento a la legislación vigente, que en general fija parámetros bastante restrictivos, y la selección de un área con características adecuadas.

9.5.2. Selección de áreas y consideración de los impactos ambientales

Una de las primeras actividades que deben ser realizadas en el diseño de un relleno sanitario es el estudio de los Impactos Ambientales asociados a las diferentes fases de implantación y operación del relleno.

En función de dicho estudio, el diseño definirá medidas de protección ambiental adecuadas para el control y mitigación de los impactos. Por otro lado, la selección correcta del área es una fase crítica, pues muchos impactos serán eliminados o reducidos si el área presenta características favorables.

El relleno podrá causar contaminación:

- En el aire, a través de la exhalación de olores, gases tóxicos, o material particulado.
- En las aguas superficiales, a través del arrastre del lodo por aguas pluviales o escorrentía de percolados.
- En el suelo y agua subterránea, por la infiltración de líquidos percolados.

El Cuadro 9.5 relaciona los principales aspectos ambientales a ser evaluados para la selección del área.

Cuadro 9.5. Principales aspectos ambientales para la selección de áreas de rellenos sanitarios

Aspecto considerado	Características a ser evaluadas
Aguas superficiales y subterráneas	- Geología e hidrología del lugar - Localización de cuerpos de agua superficiales - Localización del área en la cuenca hidrográfica y uso de los recursos hídricos - Climatología local
Aire	- Climatología local - Incidencia de vientos - Distancia y áreas de transición hasta los locales habitados
Suelo	- Características de los suelos - Flora y fauna del lugar - Geología e hidrología del lugar
Medio antrópico	- Alteración del paisaje - Alteraciones estéticas - Distancia de zonas habitadas - Vientos dominantes - Variación del valor de la tierra - Legislación local

Fuente: Gómez (1998)

De acuerdo con Karabolad et al. (1998), citado por Tsutiya (2000), la selección del área puede ser realizada adoptando las siguientes etapas:

- Selección de las macroregiones, considerando la facilidad de acceso y los puntos generadores de residuos.
- Identificación de todas las restricciones legales existentes en las macrorregiones y eliminación de las áreas afectadas.
- Evaluación preliminar de las macroregiones restantes, analizando:
    - Condiciones topográficas: canales naturales secos y laderas con pendiente de hasta el 20%.
    - Condiciones geológicas e hidrogeológicas: litología con baja permeabilidad, poco fracturada, suelos poco deformables,

con posicionamiento ideal cercano a la divisoria de aguas y profundidad del nivel freático superior a 1,50 m.

- Selección preliminar, a partir de fotointerpretación de los lugares favorables, en las regiones remanentes después de la aplicación de los criterios de selección anteriormente mencionados.
- Reconocimiento de campo, seguido de preselección, considerando el análisis integrado de todas las informaciones obtenidas.
- Estudios de comparación técnica desarrollados para las áreas potenciales.
- Licenciamiento ambiental del área seleccionada para el relleno.

El detallado y la complejidad del método de selección deben ser proporcionales a la importancia del relleno en términos del volumen de lodo a ser dispuesto.

9.5.3. Rellenos exclusivos

Los rellenos exclusivos, de acuerdo a la denominación de la USEPA, son diseñados exclusivamente para recibir lodo de tratamiento de aguas residuales. Excavaciones de 1 a 15 metros de ancho, son la forma usual para varios tipos de rellenos en los Estados Unidos (Malina, 1993). Excavaciones de 1 a 3 m de ancho permiten la descarga de camiones sin la necesidad de tráfico de vehículo en la zanja de descarte. En este caso, no es necesario que el lodo tenga índice de sólidos totales superior a 30%, pues la masa de lodo se acomoda soportando las paredes laterales de las zanjas. La recuperación del lodo se obtiene sin la necesidad de utilizar equipos en las zanjas, y solamente se realiza por el drenaje superficial del suelo. Este tipo de relleno compensa la demanda por grandes áreas con simplicidad operacional, siendo recomendado para pequeños volúmenes de lodo

En grandes zanjas (3 a 15 m) donde los camiones deben tener acceso para descargar el lodo, la necesidad de soportar el movimiento de vehículos pesados exige que el lodo tenga una concentración de sólidos superior al 40%. (Nogueira et al, 1995).

Ambos casos exigen una demanda diaria de recuperación para la minimización de olores, atracción de insectos, pájaros y otros vectores.

De acuerdo con Malina (1993), el sistema de trincheras estrechas presenta capacidad de recepción de lodo entre 460 y 2.120 t/ha, en base seca, incluyendo las áreas entre las trincheras. Para el sistema de trincheras anchas, dicha capacidad varía entre 1.200 y 5.480 t/ha.

Estas dos formas de concepción son consideradas como las más simples. Para rellenos de grandes proporciones, existe la necesidad de otras soluciones de ingeniería que permitan disponer un gran volumen de lodo en un área menor. Un ejemplo de este caso es el proyecto de relleno exclusivo de la compañía de saneamiento SABESP para la Región Metropolitana de São Paulo, Brasil (Figura 9.4).

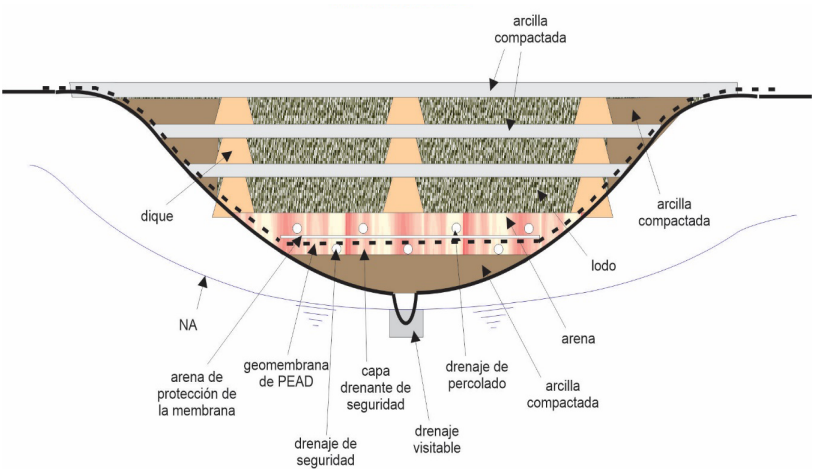


Figura 9.4. Detalles del relleno de lodo de aguas residuales diseñado para la Región Metropolitana de São Paulo, Brasil (adaptado de CEEJ, citado por Tsutiya, 2000)

En el caso del relleno de la SABESP, inicialmente se diseñaron celdas con dimensiones de 50,0 m x 100,0 m y 6,0 m de profundidad, espaciadas por diques, como muestra la Figura 9.4 Se trata de un

proyecto complejo, desarrollado para recibir más de 250 t/día en base seca, en el inicio de la operación.

9.5.4. Codisposición en rellenos

La codisposición con residuos sólidos urbanos requiere, de por lo menos, 20% de sólidos totales en las tortas de lodo. De otra manera, la lixiviación puede crecer excesivamente en el relleno, reduciendo así, la estabilidad de las paredes.

En Brasil, normalmente se emplean tractores de orugas para la compactación de los residuos sólidos y la formación de las celdas. El lodo, dependiendo de su concentración de sólidos, puede provocar problemas operacionales al adherirse en las zapatas del tractor y dificultar la compactación de los residuos sólidos.

La cantidad de lodo por hectárea en codisposición es baja, al ser comparada con el relleno exclusivo, variando entre 180 y 1.600 t/ha en base seca (Malina, 1993). Sin embargo, tales valores son meramente referenciales, siendo que la proporción lodo/residuos urbanos debe ser definida en función de las características de los dos residuos y de las características del relleno.

9.5.5. Elementos básicos de diseño de rellenos

9.5.5.1. Capacidad del relleno

El tamaño del relleno se debe calcular con base en el volumen de lodo a ser dispuesto durante determinado período de tiempo, usualmente entre 15 a 20 años. Se debe anticipar las ampliaciones futuras del sistema de drenaje del lixiviado en el diseño considerando los incrementos anuales del lodo de las aguas residuales más el volumen de desperdicios de origen municipal.

Los volúmenes de lodo a ser dispuestos deben ser calculados por su producción diaria en base seca, siendo que el contenido de humedad tendrá impacto importante en el transporte, volumen ocupado y operación del relleno, conforme se ejemplifica en el Cuadro 9.6.

Cuadro 9.6. Ejemplos de variación de volumen requerido en el relleno (factor de demanda), en relación al contenido de sólidos del lodo.

Contenido de sólidos en el lodo (%)	Factor de demanda volumétrica de relleno por tonelada de materia seca (m^3/t seca)
15	6,93
20	5,43
25	4,30
40	2,75
90	1,1
Cenizas	0,32

Fuente: Fernandes (1999)

Los lodos con alto contenido de humedad, además de ocupar volúmenes mucho mayores, introducen grandes incertidumbres de cálculo, ya que es natural que haya gran pérdida de agua por percolación y consecuente retracción de los volúmenes enterrados.

Como fue comentado en los ítems anteriores, para rellenos donde sea necesario transitar sobre los residuos cubiertos, el lodo debe presentar como mínimo 30% de sólidos, y se considera que 40% es un valor bueno.

El volumen mensual requerido se puede calcular como se indica a continuación:

$$V = P.L.C.F \times 30 \quad (9.3)$$

V = volumen necesario para recibir el lodo de un mes (m^3)
P = población ligada al sistema de tratamiento (hab)
L = producción per cápita de lodo en base seca (t/hab por día)
C = razón de cobertura con suelo (en promedio 1,2 a 1,5)
F = factor de demanda de volumen (m^3 de relleno por tonelada de lodo en base seca)

De esta manera, se puede calcular las dimensiones de las trincheras o de las celdas, de acuerdo con el tipo de relleno.

9.5.5.2. Impermeabilización del lecho del relleno

El plan de corte en el suelo donde será depositado el lodo debe ser impermeabilizado para impedir la infiltración de percolados y la consecuente contaminación de aguas subterráneas.

Los suelos arcillosos, con buena compactación, pueden alcanzar un coeficiente de permeabilidad aceptable ($K < 10^{-7}$ cm/s), considerándose una capa suficientemente espesa, donde tales datos son suministrados a través de ensayos de compactación en laboratorio de suelos.

Actualmente existen en el mercado geomembranas en polietileno de alta densidad (PEAD) de diversos calibres, donde las de espesores entre 1 y 2 mm, al ser de buena calidad y estar bien aplicadas, parecen ofrecer buenas condiciones de impermeabilización.

9.5.5.3. Drenaje de aguas pluviales

El drenaje superficial es destinado a desviar el agua de lluvia, reduciendo la carga de líquidos percolados en el relleno. Dicho drenaje debe ser diseñado de acuerdo con la topografía local, de modo que las aguas desviadas no se mezclen con los percolados generados y tampoco causen erosión en su lugar de vertimiento.

Los drenajes definitivos normalmente se ejecutan en canaletas de concreto, y los drenajes provisionales, debido al carácter dinámico del relleno, pueden ejecutarse en la forma de zanjas e hileras con material terreo.

El sistema de drenaje de aguas pluviales debe ser dimensionado en función del área de la cuenca de contribución, de la intensidad de las lluvias y de las características del terreno.

9.5.5.4. Drenaje de percolados

El dimensionamiento de estos drenajes no es una tarea simple, debido principalmente a los varios factores que intervienen en el caudal de percolados producidos. El factor de mayor influencia es el nivel de precipitaciones pluviométricas del local y el contenido de humedad del lodo depositado.

El sistema de drenaje de percolados consiste en un medio poroso con pequeña pendiente. En general son excavados en el suelo, donde un manto de geotextil es colocado en la canaleta, donde se depositan piedras de gran diámetro. Después de la colocación de las piedras, el manto es doblado, cubriendo las piedras.

Antes de depositar el lodo sobre los drenajes es necesario esparcir una capa de arena gruesa sobre el manto para evitar el contacto directo con el lodo.

9.5.5.5. Drenaje de gases

La descomposición anaerobia de la materia orgánica implica en la producción de gases, como CH_4, CO_2, H_2S, etc. Dichos gases son el resultado de las reacciones de biodegradación anaerobia, y para evitar su migración, se diseña un sistema de drenaje y captación.

Los drenajes consisten en tubos de concreto perforado, dispuestos de manera vertical y revestidos exteriormente con material pétreo para mantener libres los orificios. Normalmente tales drenajes son construidos sobre los drenajes de percolados, para facilitar la circulación de los gases.

En general, dichos drenajes deben permanecer espaciados a una distancia máxima de 50 metros entre sí.

9.5.5.6. Tratamiento de los percolados

Los percolados colectados deben ser dirigidos hacia una unidad de tratamiento antes de ser descartados. Esta necesidad se debe al hecho de que tales percolados presentan alta carga orgánica y otros contaminantes (Cuadro 9.7).

Cuadro 9.7. Algunas características de percolados generados en rellenos de lodo

Parámetro	Concentración
COT	100 – 15.000 mg/L
DQO	100 – 24.000 mg/L
Cd	0,001 a 0,2 mg/L
Cr	0,01 a 50 mg/L
Zn	0,01 a 36 mg/L
Hg	0,0002 a 0,0011 mg/L
Pb	0,1 a 10 mg/L
Coliformes fecales (termotolerantes)	2.400 a 24.000 NMP/100mL

Fuente: Malina (1993)

Los métodos más empleados para el tratamiento de percolados son los métodos biológicos. Cuando los percolados son muy concentrados, resultando en un efluente oscuro, las lagunas de estabilización convencionales presentan poca eficiencia, probablemente debido a la poca penetración de la luz solar y el pequeño número de algas.

Existen pocos datos en la literatura en relación al tratamiento de percolados, donde una de las dificultades señaladas es justamente la heterogeneidad del efluente, que presenta grandes variaciones de composición de acuerdo con el relleno.

De esta forma, los sistemas más utilizados son los tratamientos biológicos aerobios, tomando la precaución de evaluar el contenido de nutrientes disponibles en el medio y de equilibrarlos en el caso que sea necesario.

El tratamiento físico-químico también se emplea en ciertos casos, principalmente como postratamiento y en la reducción de metales y fósforo. Normalmente tan solo el tratamiento físico-químico no es suficiente para adecuar el efluente a los estándares de vertimiento, ya que las eficiencias de remoción de la carga orgánica suelen ser inferiores al 60%.

Otras soluciones, como la recirculación o la irrigación, también pueden ser viables cuando los volúmenes de percolados no son muy grandes.

9.5.6. Edificaciones de apoyo

El área del relleno debe ser dotada de algunas instalaciones básicas, necesarias para la seguridad y operabilidad del sistema (Cuadro 9.8).

Cuadro 9.8. Edificaciones de apoyo en rellenos de lodos

Ítem	Comentarios
Caseta de seguridad	Destinada al control de entradas, debe tener un lugar previsto para libros, anotaciones y documentos de pesaje de los camiones, de ser necesario.
Báscula	Cuando la remuneración de los servicios sea realizada por el peso transportado y dispuesto, es necesaria

Ítem	Comentarios
Aislamiento	El área debe ser cercada para impedir el acceso de personas extrañas al servicio. El cerramiento puede ser en alambre de púas o hilos de alambre. También se recomienda la plantación de arbustos a lo largo de la cerca como barrera visual.
Cobertura y taller	Es necesario un galpón de dimensiones compatibles con los equipos que operan en el relleno para proteger las máquinas y materiales utilizados de manera rutinaria. Dicho galpón también puede proteger las herramientas básicas destinadas al mantenimiento de las máquinas.
Oficinas administrativas	Pueden encontrarse anexas a la caseta de seguridad o separadas de la misma. Se destinan a proteger los datos de registro de operación del relleno, documentos, vestidores y unidades sanitarias.
Vías internas	Las vías internas permiten que los camiones lleguen hasta el frente de trabajo. Dichas vías son alteradas con el tiempo, debido a la dinámica del relleno; sin embargo, deben ser mantenidas en buenas condiciones, principalmente en los días de lluvia.

9.5.7. Monitoreo del relleno

El relleno sanitario debe ser monitoreado durante su vida útil y por muchos años posterior a su clausura, ya que los percolados y los gases continuarán siendo producidos por más de 20 años después de su desactivación.

El monitoreo de las aguas subterráneas es ciertamente el ítem más importante a evaluar. Este monitoreo puede realizarse a través de la instalación de pozos con diámetro de 30 cm, revestidos con PVC o acero, del tipo utilizado para pozos artesianos de abastecimiento.

En este caso, la perforación debe ser interrumpida pocos metros después de la posición del nivel freático. Posterior a la perforación, el pozo debe ser cerrado en su extremo superior para impedir la entrada de impurezas.

El agua es removida con una bomba portátil, teniendo el cuidado de agotar el pozo antes de la colecta. La frecuencia de colecta y los parámetros a analizar deben ser definidos en el plan de monitoreo.

Para los rellenos sanitarios de residuos urbanos, se recomienda la instalación de un pozo aguas arriba del relleno y tres aguas abajo, convenientemente localizados. Este trabajo debe ser realizado por un geólogo con experiencia en aguas subterráneas y el plan de monitoreo debe estar de acuerdo con las exigencias del Órgano Ambiental local.

El monitoreo también debe incluir otros ítems, como producción de gases o asentamientos diferenciales, de acuerdo con el uso futuro del área.

9.5.8. Clausura del relleno

Por tratarse de un método de disposición de residuos, una vez que el volumen útil del relleno sea completado, su vida útil termina y el área puede ser liberada para otras finalidades.

El diseño del relleno también debe contemplar un plan de clausura, que defina el uso futuro del área. El plan de clausura es importante, porque él puede orientar la evolución del relleno, principalmente en su fase final, en términos de cotas y planos a ser respetados.

Como los rellenos son áreas alejadas del perímetro urbano, normalmente su uso futuro está asociado a la instalación de parques, áreas verdes y campos deportivos. Se deben evitar las construcciones, y las que sea necesario implantar deben tener un diseño de la cimentación compatible con el terreno, ya que los residuos orgánicos continuarán su descomposición por muchos años, generando asentamientos diferenciales.

Ejemplo 9.1

A partir del Ejemplo 2.1, del Capítulo 2, en el cual el agua residual generada por una población de 100.000 habitantes es tratada por un reactor anaerobio de manto de lodo (UASB), estimar el área anual necesaria para la disposición del lodo deshidratado en un relleno sanitario exclusivo, considerando las alternativas de trincheras angostas (3,00 m) y de trincheras anchas (15,00 m).

Datos:

Producción de lodo deshidratado (estimada en el Ejemplo 2.1): 1.500 kgSS/d
Volumen de lodo deshidratado (estimado en el Ejemplo 2.1): 4,0 m^3/d
Densidad del lodo (adoptada en el Ejemplo 2.1): 1050 kg/m^3

Longitud de las trincheras: 100,00 m
Profundidad de las trincheras: 2,50m

Solución:

a) Informaciones iniciales

Concentración de SS en el lodo a ser enterrado = (1500 kg/d) / (4,0 m^3/d) = 375 kg/m^3

Contenido de sólidos = (375 kg/m^3) / (1050 kg/m^3) = 0,36 = 36%

La profundidad de las trincheras es definida por la posición del nivel freático y por los equipos disponibles. Se puede ejecutar una profundidad de 2,50 m utilizando retroexcavadoras de pequeño tamaño, equipo común en alcaldías y empresas de construcción civil. La profundidad de 2,50 m presupone que entre la cota de fondo de la trinchera y el nivel freático haya una distancia segura, de, al menos, 1,50 m.

b) ***Trincheras angostas (3,00 m)***

Capacidad volumétrica de cada trinchera: 3,00 m x 2,50 m x 100,00 m = 750 m^3

En caso que la frecuencia de disposición sea diaria, el lodo deberá ser recubierto con material térreo todos los días. Adoptando una razón de cobertura de 25% de tierra en relación al volumen de lodo, la trinchera podrá almacenar 750 m^3/1,25= 600m^3 de lodo (los otros 150 m^3 son de tierra).

El Ejemplo 2.1 muestra que el volumen diario de lodo deshidratado es de 4,0 m^3/d, con un peso específico de 1,05, la masa total de lodo (sólidos secos + agua) a ingresar al relleno es de 4,0 x 1,05 = 4,2 t/d. La determinación del peso es necesaria cuando el pago por el transporte se realice con base en el peso y no en el volumen.

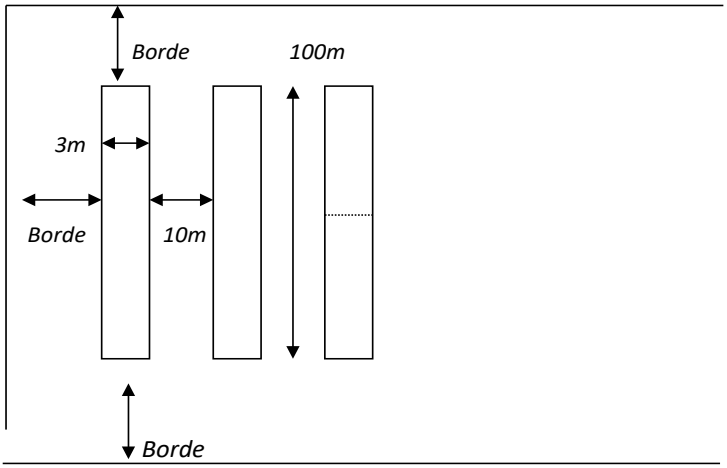
Por lo tanto, 1 m^3 de volumen del relleno puede recibir 1,05 t de lodo. Consecuentemente:

Producción anual de lodo: 4,2 t/d x 365 = 1.533 t/año

Volumen anual de lodo: 4,0 m^3/d x 365 días = 1.460 m^3/año

Número de celdas necesarias:(1.460 m^3) /(600 m^3/celda) = 2,43 celdas

Adoptando un espacio de 10,00 m entre las celdas y sin calcular el espacio ocupado por los bordes, que es variable de acuerdo con la situación, y suponiendo que el terreno sea rectangular, se tiene como un arreglo posible la siguiente figura:



En un año serían necesarias 2,43 celdas.

El área efectiva necesaria, ocupada por las celdas, será:

Área = 2,43 x 100,00 m x (3,00 m + 10,00 m) = 3·159 m^2*/año*

Dicha área puede sufrir variaciones en función de alteraciones en la profundidad y distribución de las celdas.

a) ***Trincheras anchas (15,00 m)***

Capacidad volumétrica de cada trinchera: 15,00m x 2,50m x 100,00m = 3.750 m^3.

Adoptando el coeficiente de recubrimiento de 25%, la capacidad útil será de 3.750 m^3 / 1,25 = 3.000 m^3.

Volumen anual de lodo: 1.460 m^3/año (calculado en el ítem b)

Número de celdas necesarias:(1.460 m^3) / (3.000 m^3/celda) = 0,49 celdas

Sería necesaria una fracción de 0,49 de celda para absorber la producción anual de lodo. Por lo tanto, en este caso, solamente 1 celda absorbería la producción de más de 2 años de lodo.

Adoptando el mismo espaciado entre celdas, se tiene el área anual necesaria:

Área = 0,49 x 100,00 m x (15,00 m + 10,00 m) = 1.225 m^2/año

d) Comentarios

En este caso, con el lodo presentando 36 % de sólidos, es viable el uso de cualquiera de las dos alternativas. En el caso que la deshidratación se realice por centrifuga o por prensa deshidratadora continua, el lodo podría presentar contenido de sólidos ≤ 25%, lo que inviabilizaría la hipótesis de trincheras anchas, ya que, para tal alternativa, el lodo debe presentar capacidad de soporte para permitir el desplazamiento de equipos.

También es interesante observar en el Cuadro 9.6 que, para la disposición en relleno, además del aspecto operacional, la reducción del contenido de humedad implica en la disminución importante del área necesaria. De acuerdo con el Cuadro 9.6, un lodo con 15% de sólidos demanda 6,93 m^3 de volumen útil de relleno para recibir 1,0 tonelada de lodo en base seca. Cuando el contenido de sólidos asciende a un 25%, el volumen de relleno necesario cae para 4,30 m^3 por tonelada, en base seca.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas (1987). *NBR 10.004*. Rio de Janeiro. 63p.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas (1987). *NBR 10.005*. Rio de Janeiro. 10p.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas (1987). *NBR 10.006*. Rio de Janeiro. 2p.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas (1987). *NBR 10.007*. Rio de Janeiro. 25p.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas (1992). *NBR 8419.* Rio de Janeiro. 7p.

EPA - US Environmental Protection Agency (1994). *Design, operation and closure of municipal solid wastes landfills*. Washington D.C. 85p.

FERNANDES, F. (1999). *Relatório PROSAB 01, Tema 4*. Universidade Estadual de Londrina.

GÓMEZ, J.S. (1998). *Impacto ambiental em rellenos sanitarios*. Associación Mexicana para el Control de los Resíduos Solidos Peligrosos. 109p.

LUDUVICE, M. (1992). *Wet air oxidation of organic sludges in low oxygen overpressure*. PhD Thesis, Universidade de Newcastle-upon-Tyne, Inglaterra.

MALINA, J.F. (1993). Sludge landfills. In: *II Seminário de Transferência Tecnológica: Tratamento e destino final do lodo*. ABES/WEF, Rio de Janeiro, 13 – 16 de Diciembre de 1993.

THE CHARTERED INSTITUTION OF WATER AND ENVIRONMENTAL MANAGEMENT (1999). Handbook of UK Wastewater Practice. *Sewage Sludge – Conditioning, dewatering, thermal drying and incineration*. CIWEM. 111 p.

TSUTIYA, M.T. (2000). Alternativas de disposição final de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgoto. In "*Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto*" (Bettiol e Camargo), Edição EMBRAPA, 2000, p. 69-105.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION (1992). *Sludge incineration: Thermal destruction of residues*, Manual of Practice – FD-19. 419 p.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION (1996). *Operation of municipal wastewater treatment plants*, Manual of Practice – MOP 11. 5 ed.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION (1998). *Design of municipal wastewater treatment plants*, Manual of Practice – MOP 8. 4 ed.

CAPÍTULO 10

EVALUACIÓN DE LOS IMPACTOS AMBIENTALES Y MONITOREO DE LA DISPOSICIÓN FINAL DEL LODO

Aderlene Inês de Lara
Cleverson V. Andreoli
***Eduardo Sabino Pegorin*i**

10.1. INTRODUCCIÓN

La búsqueda de alternativas viables para la disposición final del lodo de aguas residuales se enmarca en la preocupación mundial definida por la Agenda 21, en lo que se refiere a la gestión adecuada de residuos, basada en los siguientes principios: para todos los residuos deben buscarse los medios de minimización de la producción, maximización del reúso y del reciclaje y la promoción de la disposición y tratamiento ambientalmente adecuados.

Em el proceso de disposición final de residuos, es necesaria la evaluación de los riesgos e impactos ambientales resultado de la práctica a ser adoptada para la garantía de la salud humana y del medio ambiente, buscando alternativas de control para los impactos negativos y mecanismos de valorización de los impactos positivos.

La disposición final del lodo de aguas residuales debe ser parte de la planeación y del diseño de una unidad de tratamiento de aguas residuales. La definición del sistema de disposición final deberá considerar los aspectos técnicos, económicos, operacionales y ambientales y las

características del lodo, buscando garantizar la forma más adecuada de disposición.

Cabe recordar que toda empresa generadora de residuo debe ser responsable por su destino seguro y adecuado. Esta también es la obligación de una empresa de saneamiento.

Em este capítulo se presentan las formas más comunes de disposición final del lodo de aguas residuales, evaluándose los riesgos inherentes a cada práctica y relacionando los posibles indicadores asociados a cada riesgo. Este conjunto de informaciones debe subsidiar la definición de un Sistema de Monitoreo adecuado a las diferentes alternativas de disposición final del lodo de aguas residuales.

10.2. DESCRIPCIÓN DE LA ACTIVIDAD BAJO EL ENFOQUE AMBIENTAL

El tratamiento de aguas residuales genera residuos, como arena, material tamizado y lodo, los cuales pueden ser tanto o más impactantes que la propia agua residual. Tales residuos, cuando no son tratados y adecuadamente dispuestos, constituyen una permanente amenaza a la salud pública y al medio ambiente.

La arena y el material tamizado generalmente son dispuestos en rellenos sanitarios. El lodo presenta una constitución esencialmente orgánica, pudiendo aún, contener cantidades significativas de elementos minerales, metales pesados y otros compuestos tóxicos, además de agentes patógenos que sobreviven a los procesos de tratamiento. Dependiendo de estas características y del tratamiento específico, dicho material puede ser reciclado en agricultura, utilizado en la recuperación de áreas degradadas, para producción de sustratos, dispuesto en rellenos sanitarios, en “landfarming”, en el océano, o inclusive, ser incinerado, como ya fue ampliamente discutido en este libro.

La disposición de este material representa un problema complejo, que puede tener reflejos negativos sobre el suelo, el agua, el aire, la fauna, la flora y la salud humana. La operación adecuada y el monitoreo constante son esenciales para cualquier práctica de uso o disposición final de lodo para evitar potenciales impactos ambientales negativos.

10.3. DEFINICIONES Y CONCEPTOS

El tratamiento de las aguas residuales, necesario para la calidad de vida requerida por la sociedad moderna y de su interés por un ambiente saludable, produce un residuo sólido predominantemente orgánico, denominado lodo de aguas residuales. Puede ser considerado, tanto como un producto peligroso, en función de sus potenciales impactos negativos cuando es dispuesto de forma inadecuada, como un recurso con potencial energético, fertilizante o estructural que puede ser aprovechado.

El impacto ambiental se define como cualquier alteración del medio ambiente, originada, directa o indirectamente, a partir de la actividad humana, y que afecta (CONAMA 001/86):

- la salud, la seguridad y el bien-estar de la población;
- las actividades sociales y económicas;
- la biota;
- condiciones estéticas y sanitarias del medio ambiente;
- calidad de vida y de los recursos ambientales

Es importante resaltar que los impactos pueden ser positivos o negativos, o sea, pueden valorizar o condenar la forma de disposición adoptada. El monitoreo es un sistema continuo de observación, medición y evaluación para propósitos definidos (Rohde, 1993) y busca evaluar el resultado de la actividad con el objetivo de valorizar los impactos positivos y de proponer medidas para atenuar los impactos negativos. En un sentido más amplio, el monitoreo puede ser entendido

como un instrumento que comprueba la calidad de una actividad a través de la definición de criterios, indicadores, métodos y estrategias de evaluación de los impactos de la misma sobre el medio ambiente.

El monitoreo de la disposición final del lodo pretende atender tres objetivos básicos:

- determinar si la forma de disposición está trayendo problemas de toxicidad o peligrosidad al medio;
- identificar la dispersión del residuo o de subproductos de su descomposición, por el medio ambiente;
- proporcionar subsidios necesarios para el mejoramiento o corrección del sistema de operación empleado.

Un sistema de monitoreo adecuado debe permitir la detección y la medición de todo impacto que el contaminante (metales pesados, agentes patógenos, olor, contaminantes orgánicos, humo) puedan producir en el lugar de disposición por cualquier tipo de ruta posible (agua, aire, suelo, flora, fauna y salud humana), como lo muestra el esquema genérico de la Figura 10.1.

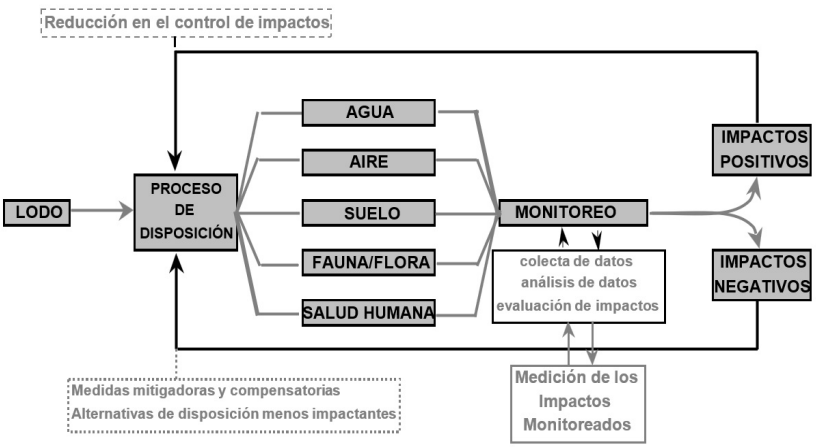


Figura 10.1**.** Esquema típico de un sistema de monitoreo para la disposición final de lodo

10.4. ALTERNATIVAS DE DISPOSICIÓN FINAL DEL LODO

Las alternativas de disposición final más comúnmente empleadas en el mundo se resumen en el Cuadro 10.1 y fueron detalladas en los Capítulos 8 y 9.

Cuadro 10.1. Principales alternativas de disposición final del lodo

Alternativa	Comentario
Descarga oceánica de lodos	Destinación de lodo de aguas residuales en el mar, después de pre-acondicionamiento, principalmente a través de navíos transportadores de lodos.
Incineración	Proceso de descomposición térmica vía oxidación, donde los sólidos volátiles del lodo son quemados en la presencia de oxígeno, convirtiéndolos en dióxido de carbono y agua, siendo que una fracción de los sólidos fijos es transformada en cenizas.
Relleno sanitario	Disposición de residuos en zanjas o trincheras, compactadas y recubiertas con suelo hasta su total llenado, cuando en su momento son selladas. El lodo de aguas residuales puede ser dispuesto en relleno sanitario exclusivo o co-dispuesto con residuos sólidos urbanos.
"Landfarming" - tratamiento en el suelo	Áreas de disposición de residuos donde el sustrato orgánico del residuo es degradado biológicamente en la capa superior del suelo y la parte inorgánica es transformada o fijada en esta misma capa de suelo.
Recuperación de áreas degradadas	Disposición de lodo en altas dosis para recuperación de locales drásticamente alterados, como áreas de explotación minera, donde el suelo no ofrece condiciones al desarrollo y fijación de la vegetación
Reciclaje agrícola	Disposición del lodo en suelos agrícolas en asociación a la siembra de cultivos.

El Cuadro 10.2 relaciona los principales aspectos positivos y negativos asociados a cada una de estas modalidades de disposición.

Cuadro 10.2. Ventajas y desventajas de las alternativas de disposición de lodo comúnmente adoptadas

Alternativa de disposición	Ventajas	Desventajas
Descarga oceánica	• Bajo costo	• Contaminación de las aguas, flora y fauna oceánica
Incineración	• Reducción drástica de volumen • Esterilización	• Costos elevados • Disposición de las cenizas • Contaminación atmosférica
Relleno sanitario	• No hay limitación de estacionalidad • Bajo costo en muchas regiones	• Necesidad de grandes áreas • Localización próxima a centros urbanos • Características especiales del suelo • Aislamiento ambiental • Producción de gases y percolado • Dificultad de reintegración del área después de la desactivación
"Landfarming" – disposición superficial en el suelo	• Degradación microbiana de bajo costo • Disposición de grandes volúmenes por unidad de área	• Acumulación de metales pesados y elementos de difícil descomposición en el suelo • Posibilidad de contaminación del nivel freático • Liberación de olores y atracción de vectores • Dificultad de reintegración del área después de su desactivación
Recuperación de áreas degradadas	• Tasas elevadas de aplicación • Resultados positivos sobre la reconstitución del suelo y la flora	• Olores • Limitaciones de composición y uso • Contaminación del nivel freático, fauna y flora

Alternativa de disposición	Ventajas	Desventajas
Reciclaje agrícola	• Grane disponibilidad de áreas • Efectos positivos sobre el suelo • Solución a largo plazo • Potencial como fertilizante y acondicionador del suelo • Respuesta positiva de los cultivos al uso	• Limitaciones referentes a la composición y tasas de aplicación • Contaminación del suelo con metales • Contaminación de alimentos con elementos tóxicos y organismos patógenos • Olores

10.5. POTENCIALES IMPACTOS AMBIENTALES NEGATIVOS

10.5.1. Aspectos generales

La selección de la alternativa de disposición del lodo de aguas residuales generado en las plantas de tratamiento pasa por evaluaciones de orden técnica, económica y ambiental. Bajo la óptica ambiental, cada una de las alternativas presenta potenciales impactos al ambiente, que pueden ser controlados, dependiendo del sistema de tratamiento utilizado, de la eficiencia de la operación y del manejo, de la adecuación a las normas y reglamentaciones locales y del plan de monitoreo implementado.

Para el control sobre los posibles impactos de una operación de disposición de lodo, se parte de la avaluación de cuales son los impactos potenciales intrínsecos a cada una de las alternativas. A partir de la definición de dichos impactos, se establecen los principales indicadores ambientales relacionados. Tales indicadores serán los referenciales para el establecimiento de un Plano de Monitoreo de la disposición del lodo de aguas residuales.

Los potenciales riesgos ambientales o impactos relacionados a las alternativas de disposición de lodo se presentan a continuación en el Cuadro 10.3.

Cuadro 10.3. Impactos ambientales relacionados a las diferentes alternativas de disposición de lodo de aguas residuales.

Alternativa de disposición de lodo de aguas residuales	**Potenciales impactos ambientales negativos**
Descarga oceánica	• Contaminación del agua y del sedimento • Alteración de comunidades de la fauna marina • Transmisión de enfermedades • Contaminación de elementos de la cadena alimenticia
Incineración	• Contaminación del aire • Impactos asociados con el local de disposición de las cenizas
Relleno sanitario • Exclusivo • Codisposición	• Contaminación de las aguas superficiales y subterráneas • Contaminación del aire • Contaminación del suelo • Transmisión de enfermedades • Impactos estéticos y sociales
"Landfarming"	• Contaminación de las aguas superficiales y subterráneas • Contaminación del suelo • Contaminación del aire • Transmisión de enfermedades
Recuperación de áreas degradadas	• Contaminación de las aguas superficiales y subterráneas • Contaminación del suelo • Olor • Contaminación de elementos de la cadena alimenticia • Transmisión de enfermedades
Reciclaje agrícola	• Contaminación de las aguas superficiales y subterráneas • Contaminación del suelo • Contaminación de elementos de la cadena alimenticia • Transmisión de enfermedades • Impactos estéticos y sociales

Las características del agua residual y el tipo de tratamiento determinan la composición del lodo, que es uno de los principales fatores limitantes para la selección de la alternativa de disposición.

Los impactos ambientales, presentados en el Cuadro 10.3, pueden ser más o menos complejos, en función de la cantidad de lodo dispuesto, características físicas, químicas y biológicas del residuo, frecuencia, duración y extensión de la disposición, entre otros elementos que, en conjunto, determinan la importancia y la magnitud de los impactos relacionados a la alternativa de disposición seleccionada

10.5.2. Descarga oceánica

La descarga oceánica de lodos de aguas residuales es una práctica prohibida en la mayor parte de los países que disponen de legislación específica, ya que es potencialmente impactante, toda vez que los movimientos marinos pueden resultar en el retorno a la playa del material vertido o en la formación de una película superficial de residuos. Esta situación desencadena un nuevo impacto relativo a los aspectos estéticos y sociales, relacionados a la aceptación de la comunidad y a la pérdida de puntos de descanso y recreación. La contaminación del agua del mar es el principal impacto de la disposición oceánica, al cual todos los demás impactos están directa o indirectamente relacionados.

Los compuestos del lodo de aguas residuales pueden ser fuente de patógenos, compuestos orgánicos tóxicos y metales pesados. Tales elementos se pueden precipitar en el fondo del mar y contribuir a la alteración de la comunidad bentónica, promoviendo la muerte de especies más sensibles o la bioacumulación de metales y compuestos tóxicos en la cadena trófica, pudiendo llegar al hombre a través del consumo de peces y mariscos contaminados. Ya el aporte de nutrientes presentes en el lodo favorece la proliferación de plancton y el consecuente aumento del consumo de oxígeno disuelto disponible en el agua.

De acuerdo con Loehr (1981), las previsiones sobre los impactos de la disposición oceánica del lodo son tenues. No se dispone de información suficiente sobre la dinámica de dispersión del residuo en el mar, de la velocidad de descomposición de la porción orgánica, de la composición de la fauna bentónica y de la producción de la vida acuática en la zona costera en áreas que reciben lodo y en áreas de control, así como del transporte de elementos tóxicos y organismos patógenos. Estos elementos demuestran que la disposición oceánica es una alternativa en la cual los efectos sobre el medio ambiente no pueden ser fácilmente controlados.

10.5.3. Incineración

La incineración no es considerada, por varios autores, como una práctica de disposición final, toda vez que el proceso genera como residuo las cenizas, que deben ser dispuestas de manera adecuada. Dependiendo de las características del lodo, entre 10 y 30 % del total de sólidos secos permanecen como cenizas. Generalmente las cenizas son dispuestas en rellenos, lo que se constituye en un elemento adicional para conformar los impactos relacionados a esta alternativa de disposición, toda vez que en las cenizas se concentran los compuestos no eliminados por el proceso de descomposición térmica, como los metales pesados.

El principal impacto de la incineración del lodo de aguas residuales se refiere a la contaminación del aire, a través de la emisión de contaminantes atmosféricos orgánicos, metales, elementos particulados y olor (Cuadro 10.4). La complejidad de este impacto puede ser mayor cuando la operación del sistema es inadecuada.

Cuadro 10.4. Contaminación potencial del aire debido a la incineración de lodo

Origen del contaminante en el lodo	Contaminante
Sólidos volátiles	• Orgánicos (PCB y otros) • Olor • Hidrocarburos
Cenizas	• Suspensión de partículas • Metales pesados
Proceso de combustión	• Monóxido de carbono • Hidrocarburos parcialmente oxidados • Óxidos de azufre (SO_2, SO_3) • Óxidos de nitrógeno (NO_x)
Manejo de las cenizas	• Contaminantes en las cenizas
Combustible auxiliar del incinerador	• Contaminantes de las cenizas • Contaminantes del proceso de combustión

La comunidad cercana al área de incineración puede sufrir las consecuencias de este impacto, presentando problemas de salud relacionados a las emisiones atmosféricas, además de ser los directamente afectados en lo que se refiere a los aspectos estéticos del área.

10.5.4. Relleno sanitario

Como las demás formas de disposición del lodo, el relleno sanitario, exclusivo para lodo o co-dispuesto con otros residuos sólidos urbanos, requiere la planeación adecuada del área destinada al relleno.

El principal impacto de la disposición en rellenos corresponde a la contaminación del agua, tanto subterránea como superficial, en función de la lixiviación y escorrentía de líquidos percolados, los cuales

pueden arrastrar sustancias tóxicas (nitratos, metales, compuestos orgánicos y agentes patógenos), comprometiendo la calidad de los recursos hídricos subterráneos y superficiales. La actividad de degradación en los rellenos normalmente es anaerobia, produciendo gases, y haciendo necesaria la utilización de equipos de control.

Los posibles impactos ambientales para un relleno sanitario pueden ser evitados buscando la localización adecuada, con la elaboración de un diseño criterioso, con infraestructura para tratamiento del percolado y dispersión de gases, con elementos de protección y aislamiento ambiental y con el manejo y operación del relleno.

10.5.5. Tratamiento en el suelo "Landfarming"

El "Landfarming" es un sistema de tratamiento de residuos sólidos biodegradables en la capa superficial del suelo, a través de la fermentación aerobia continua. Es, por lo tanto, un proceso dinámico, en el cual el residuo, el lugar, el suelo, el clima y la actividad biológica funcionan como un sistema complejo, donde las propiedades de dichos componentes varían acentuadamente con el tiempo. Se trata de un sistema abierto que, en caso de ser mal planeado o administrado, puede traer problemas inmediatos de contaminación de aguas superficiales, subterráneas, de alimentos y del propio suelo. La Figura 10.2 presenta de forma esquemática dichos riesgos.

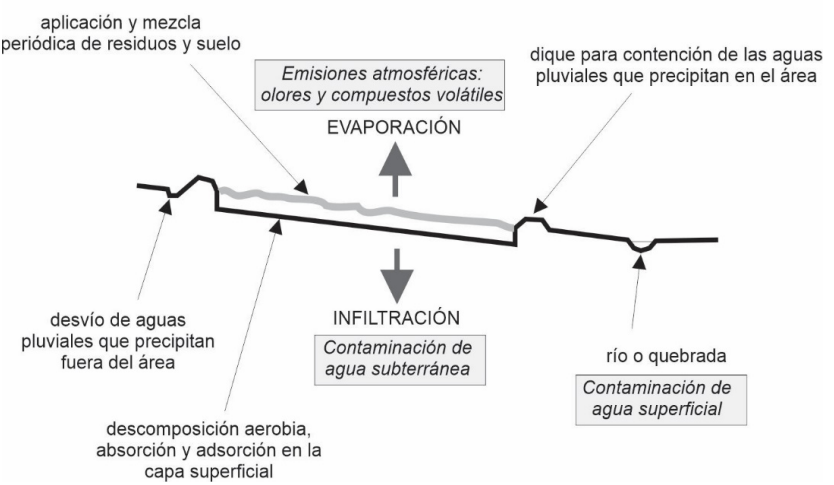


Figura 10.2. Esquema de un "landfarming" y de los posibles impactos ambientales asociados (adaptado de CETESB, 1985)

Para la disposición superficial generalmente son destinados aquellos residuos que presentan riesgos a la salud y al medio, en función de la alta concentración de contaminantes de difícil descomposición que se acumulan en los suelos. El aporte continuo de estas sustancias inviabiliza las áreas de *landfarming* para cualquier otro uso, potencializando así los riesgos ambientales resultado de la contaminación de las aguas y del suelo e inviabilizando el área para usos futuros.

10.5.6. Disposición benéfica en el suelo

La aplicación del lodo puede alterar las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Algunas de dichas alteraciones son benéficas, mientras que otras son indeseadas. Los impactos positivos están relacionados con los efectos de la materia orgánica sobre las propiedades físicas y químicas del suelo y sobre la actividad microbiana y de los nutrientes adicionados al suelo.

Los impactos negativos están asociados a: (a) acumulación de elementos tóxicos, principalmente metales pesados y contaminantes orgánicos, y agentes patógenos en el suelo; (b) lixiviación de compuestos resultantes de la descomposición del lodo en el suelo, principalmente nitratos; (c) contaminación de áreas adyacentes y cuerpos hídricos debido al transporte por escorrentía superficial del material; (d) volatilización de compuestos que, pese a ser menos relevante, constituye otra forma de dispersión y contaminación ambiental, además de traer inconvenientes como olores y atracción de vectores (Figura 10.3).

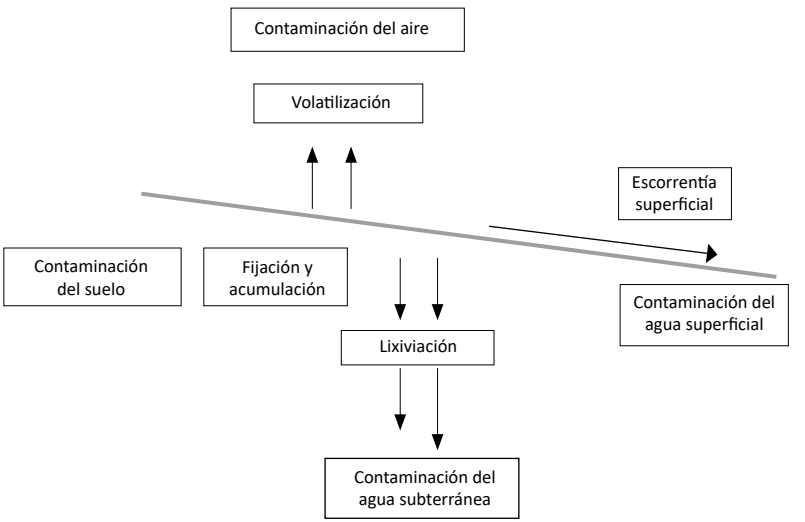


Figura 10.3. Impactos diretos da disposição de lodo no solo

Dependiendo de la modalidad de disposición, la intensidad de dichos impactos podrá ser mayor o menor. Los siguientes ítems tratan específicamente de las modalidades de disposición en el suelo: recuperación de áreas degradadas y reciclaje agrícola.

a) Recuperación de áreas degradadas

Em el uso para recuperación de áreas degradadas, bien sean aquellas resultantes del manejo agrícola inadecuado o fruto de la actividad extractiva, se utilizan grandes dosis de lodo, potencializando el aporte de mayores cantidades de elementos indeseables, proporcionalmente a la composición del lodo. El desequilibrio entre los nutrientes del suelo y la lixiviación del nitrógeno también deben ser cuidadosamente observados, ya que son problemas frecuentes con el uso de grandes dosis de lodo.

Dichos suelos normalmente se presentan físicamente desestructurados, con mezcla de porciones superficiales y subsuperficiales, estando aun directamente expuestos a las variaciones climáticas, potencializando los riesgos de erosión y lixiviación. En tales áreas, los problemas con olores y vectores son menos significativos, toda vez que el acceso es restringido y normalmente las áreas son distantes.

Por lo tanto, en la recuperación de áreas degradadas, la selección del lugar requiere de cuidados para evitar procesos erosivos, los cuales pueden potencializar los impactos de esta alternativa en función de las altas dosis de lodo generalmente utilizadas.

b) Reciclaje agrícola

La magnitud de los impactos del reciclaje agrícola del lodo de aguas residuales está directamente relacionada con la calidad del lodo, con las características del área de aplicación, con las tasas de aplicación y con los cultivos seleccionadas. Los principales impactos del reciclaje agrícola están asociados a los riesgos de contaminación por elementos tóxicos y a la presencia de patógenos, ambos comprometiendo la salud pública, animal y vegetal y la calidad del ambiente. Las dosis deben ser calculadas con base en la demanda de nitrógeno del cultivo, para evitar la lixiviación de este elemento, que también se caracteriza como un riesgo potencial de esta práctica. Al tratarse de lodo encalado,

el pH a alcanzar con la disposición es otro criterio relevante en la cuantificación de las dosis de aplicación. En áreas de uso continuo, se debe observar el equilibrio de nutrientes, especialmente en el caso de utilización de lodo encalado.

La minimización de estos riesgos está asociada a la selección criteriosa de los lugares de utilización. Dicha selección debe evaluar características del lodo, del suelo y del medio físico donde está localizada el área, de tal manera que se logre controlar:

- el aporte de elementos tóxicos y agentes patógenos (acumulación y fijación)
- los mecanismos de dispersión (escurrimiento superficial y lixiviación)
- la contaminación indirecta (cercanía a la población y de cuerpos hídricos, alimentación animal y contaminación de alimentos).
- el equilibrio de nutrientes

10.6. INDICADORES Y PARÁMETROS PARA EL MONITOREO DE LA DISPOSICIÓN FINAL DEL LODO

Los indicadores ambientales son herramientas para la ejecución de un eficiente monitoreo. Para cada práctica de disposición final de lodo habrá un indicador más apropiado para la verificación de los impactos de la alternativa seleccionada. Por ejemplo, monitorear la calidad del agua puede ser más apropiado y relevante para determinada forma de disposición que el control de la emisión de olores. Obviamente ambos generan problemas y deben ser evitados y monitoreados, pero el impacto en la calidad de los recursos hídricos es de mayor magnitud e importancia, ya que puede afectar una fracción de la población mucho mayor que aquella afectada por los olores.

El Cuadro 10.5 presenta los principales indicadores relacionados a los impactos de las alternativas de disposición de lodo de aguas residuales.

Cuadro 10.5. Principales indicadores relacionados a los impactos de la disposición final de lodo de aguas residuales.

Impacto	Indicadores
Contaminación del agua	• alteración de la calidad del agua • concentración de contaminantes (compuestos tóxicos y patógenos) • especies bioindicadoras de calidad ambiental
Contaminación del aire	• presencia de gases y sustancias tóxicas • presencia de material particulado en suspensión • olores
Contaminación del suelo	• alteración de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo • concentración de contaminantes (compuestos tóxicos y patógenos)
Transmisión de enfermedades	• densidad de patógenos en el lodo • presencia de vectores en el lugar de aplicación (roedores, insectos) • presencia de organismos patógenos y concentración de compuestos tóxicos en los cultivos
Contaminación de elementos de la cadena alimenticia	• concentración de contaminantes en el agua, en el suelo, en los cultivos • alteración de comunidades faunísticas • organismos bioindicadores
Problemas estéticos y sociales	• aceptabilidad de la población circunvecina a las áreas de disposición • aceptabilidad de productores y consumidores de productos provenientes de áreas de disposición del lodo • valor de las propiedades cercanas a lugares de disposición del lodo

Para cada indicador, deben ser definidos los parámetros de análisis. Tales parámetros proporcionarán los datos cuantitativos y cualitativos evaluados en el proceso de monitoreo, permitiendo inferir sobre los efectos de la práctica adoptada para la disposición del lodo.

La selección de los indicadores y parámetros de monitoreo depende de la alternativa de disposición adoptada, de las características del lodo, de los objetivos de monitoreo y de las exigencias de las legislaciones ambientales locales.

El Cuadro 10.6 presenta una relación de parámetros utilizados para el monitoreo del agua, suelo y cultivos de los lugares de aplicación de lodo.

Cuadro 10.6. Parámetros físicos y químicos típicamente determinados en monitoreo de los lugares de aplicación de lodo de aguas residuales.

Fuente	Parámetros
Agua subterránea	pH, conductividad, dureza total, sólidos totales disueltos, sulfatos, carbono orgánico total, nitrato, nitrógeno, fósforo total, surfactantes, metales pesados o tóxicos orgánicos seleccionados donde sea necesario, organismos indicadores
Agua superficial	Coliformes fecales, fósforo total, nitrógeno total Kjeldahl, oxígeno disuelto, DBO, temperatura, pH, sólidos en suspensión
Suelo	Nitratos, nitrógeno, fósforo, pH, conductividad, carbono orgánico, cationes intercambiables (calcio, magnesio, potasio, sodio), metales pesados – plomo, mercurio, cromo, cadmio, cobre, níquel, zinc, CIC (Capacidad de Intercambio Catiónico), textura, otros constituyentes [1]
Cultura	Metales pesados (plomo, mercurio, cromo, cadmio, cobre, níquel, zinc), macro nutrientes (NPK), otros constituyentes [1]

Fuente: adaptado de Granato y Pietz (1992)

[1] Otros constituyentes deben ser analizados solamente cuando existan en cantidades significativas en el lodo aplicado. Pueden ser analizados, As, Fe, Mo, Se, PCBs, DDT, dieldrin, entre otros.

Otros parámetros pueden ser utilizados en el monitoreo del lodo y de las áreas de disposición, como los compuestos DDT y PCB, los cuales pueden tener sus concentraciones evaluadas en el agua, en el suelo, en el lodo o en organismos animales bioindicadores. Loehr (1981) cita que PCB y DDT son liposolubles, tendiendo a concentrarse en la fracción lipídica de peces y mariscos.

Las comunidades microbianas del suelo también pueden ser utilizadas como parámetro de monitoreo. Según Lambais y Souza (2000), tanto la biomasa microbiana, como sus actividades metabólicas y alteraciones en la estructura de las comunidades microbianas del suelo, pueden ser afectadas por la presencia de agentes potencialmente contaminantes, sugiriendo que dichos parámetros puedan ser utilizados para el estudio de impactos ambientales y monitoreo de la calidad de suelos. Cardoso y Fortes Neto (2000) sugieren que, para determinar las acciones de agentes contaminantes de lodo de aguas residuales sobre las actividades y la dinámica de las comunidades microbianas del suelo, los parámetros más utilizados son: liberación de CO_2, biomasa de carbono, actividad enzimática, conteo de microorganismos fijadores de nitrógeno y mineralización de nitrógeno.

10.7. PLAN DE MONITOREO DE LOS IMPACTOS

Un Plan de Monitoreo debe ser entendido como un instrumento que controle y compruebe la calidad de toda la operación de disposición final del lodo de agua residual. El Plan de Monitoreo sirve para: (a) controlar y fiscalizar los impactos, (b) acompañar la implantación y ejecución de las medidas adoptadas para control de los impactos, (c) validar, calibrar y adecuar modelos y parámetros empleados y (d) servir de referencia para futuros estudios y proposición de nuevos monitoreos.

El monitoreo debe tener en cuenta la responsabilidad por su ejecución, la cual puede ser definida y acordada entre las partes involucradas: órgano ambiental, emprendedor, otros órganos gubernamentales y sectoriales y la comunidad afectada.

La efectividad del monitoreo dependerá de la elaboración de un plan que identifique los impactos y defina indicadores, frecuencias, puntos, metodologías de colecta y análisis que permitan la detección y el establecimiento de niveles comparativos para interpretación de los datos y metodología para divulgación de los resultados. Los siguientes elementos son necesarios en la preparación de un Plan de Monitoreo:

a) Objetivos del monitoreo

Definición clara y objetiva de las finalidades del monitoreo en función de la alternativa de disposición final adoptada y de los posibles impactos relacionados.

b) Revisión de los datos existentes

Comprende la exposición sobre la alternativa empleada, característica de la(s) área(s) de disposición, evaluación de los impactos y características del lodo objeto de la disposición final. Las informaciones sobre el lugar de la disposición final, anterior al inicio del proceso, sirven de referencia para futuras comparaciones con los resultados que serán obtenidos a través de los análisis de los parámetros seleccionados. Es recomendable que análisis anteriores a la aplicación del lodo sean efectuadas en las posibles fuentes de concentración de los contaminantes del lodo (aire, agua, suelo).

c) Definición de los impactos

Identificar las potenciales consecuencias (impactos) que la actividad pase a ofrecer sobre el medio ambiente.

d) Selección de indicadores de impactos

El indicador de impacto es un elemento o parámetro de un factor ambiental que proporciona la medida de la magnitud del impacto – alteración de un factor ambiental en términos cuantitativos o cualitativos. Por lo tanto, la efectividad del monitoreo está relacionada con la selección de indicadores que mejor representen la magnitud del impacto.

No hay una lista de parámetros aplicables a todos los casos. Las exigencias legales establecidas para las distintas formas de disposición de residuos en cada región del país deben servir de base para la selección de los parámetros. La presencia en el lodo de compuestos en cantidades que puedan comprometer la calidad del ambiente debe necesariamente ser monitoreada.

e) Niveles críticos

Los niveles críticos permiten interpretar y evaluar la intensidad del impacto sobre el medio. Dichos niveles pueden presentar límites puntuales o en rangos.

f) Metodología analítica y de colecta de datos

El método de muestreo y los procedimientos para análisis de laboratorio deben considerar los parámetros seleccionados, el área total de disposición y la capacidad instalada en los laboratorios en el área de influencia del lugar de destino final del lodo de aguas residuales. La forma de colecta debe permitir la adquisición de una muestra que represente de manera adecuada el indicador y la metodología analítica debe ser definida y calibrada, con miras a garantizar la producción de datos confiables y dentro de los niveles establecidos.

g) Lugares de muestreo

Los datos deben ser colectados en los lugares donde hay la mayor probabilidad de ocurrencia del impacto, de tal manera que permita la caracterización de áreas donde las alteraciones ocurren en mayor o menor magnitud.

h) Frecuencia de monitoreo

Debe ser definida la periodicidad para el análisis de los parámetros seleccionados, tanto para el lodo de aguas residuales, como para las áreas de disposición. El muestreo debe ser realizado en los períodos en que el impacto tenga la mayor magnitud y con la frecuencia necesaria para identificar los períodos más críticos, dentro de la variación estacional.

La legislación Norte Americana – USEPA 40CFR Parte 503 (USEPA,1993) establece el monitoreo del nivel de metales pesados, densidad de patógenos y reducción de la atracción de vectores para el **lodo** que es aplicado al suelo con una frecuencia variable en función de la cantidad de lodo de aguas residuales aplicado en un lugar por el período de un año (Cuadro 10.7).

Cuadro 10.7. Frecuencia de monitoreo para contaminantes, densidad de patógenos y reducción de la atracción de vectores

Cantidad de lodo aplicado al suelo (tonelada/año) - base seca	**Frecuencia**
> 0 a < 290	Una vez al año
≥ 290 a < 1.500	Cuatro veces al año
≥ 1.500 a < 15.000	Seis veces al año
≥ 15.000	Una vez por mes

Fuente: USEPA (1993)

De manera similar, el Cuadro 10.8 presenta la frecuencia de monitoreo del lodo destinado a la agricultura, adoptada por la Norma del Estado de Paraná.

Cuadro 10.8. Frecuencia de muestreo para la caracterización del lodo de aguas residuales

Cantidad de lodo aplicado al suelo (base seca)	**Frecuencia**
Hasta 60 toneladas por año	Anual (anterior a la cosecha de mayor demanda)
De 60 a 240 toneladas por año	Semestral (una anterior a la cosecha de verano y otra anterior a la cosecha de invierno)
Superior a 240 toneladas por año	A cada lote de 240 toneladas de materia seca o semestral (lo que ocurra antes)

Fuente: Fernandes et al. (1999)

La frecuencia adoptada para el monitoreo del lodo debe permitir la documentación de forma eficiente y confiable de los componentes limitantes (metales pesados, patógenos, nitrógeno) de las tasas de aplicación del lodo en los lugares de disposición.

Para las **áreas de disposición del lodo**, la frecuencia de monitoreo debe ser determinada buscando evaluar los efectos de su aplicación, formándose un banco de datos con las informaciones de las áreas de disposición. En el área de disposición del lodo y en su entorno debe ser establecida una red de muestreo, con la definición de puntos de colecta de las muestras, involucrando los diferentes medios (aire, agua, suelo, cultivos), definidos conforme la alternativa de disposición adoptada.

Griffin et al (1992) relacionan los parámetros y la frecuencia de monitoreo para la disposición de lodo en rellenos y áreas dedicadas (Cuadro 10.9).

Cuadro 10.9. Frecuencia de monitoreo para relleno exclusivo de lodo y áreas de disposición dedicada

Parámetro	Lodo		Agua subterránea[1]		Suelo[2]	
	unidad	frecuencia	unidad	frecuencia	unidad	frecuencia
Nitrógeno total	mg/kg	mensual	mg/L	trimestral	mg/kg	trimestral
Nitrógeno-nitrato	mg/kg	mensual	mg/L	trimestral	mg/kg	trimestral
Nitrógeno amoniacal	mg/kg	mensual	mg/L	trimestral	mg/kg	trimestral
Fósforo	mg/kg	trimestral	mg/L	trimestral	mg/kg	2 / mes
Potasio	mg/kg	trimestral	mg/L	trimestral	mg/kg	2 / mes
Cadmio	mg/kg	trimestral	mg/L	trimestral	mg/kg	2/ mes
Plomo	mg/kg	trimestral	mg/L	trimestral	mg/kg	2 / mes
Zinc	mg/kg	trimestral	mg/L	trimestral	mg/kg	2 / mes
Cobre	mg/kg	trimestral	mg/L	trimestral	mg/kg	2/ mes
Níquel	mg/kg	trimestral	mg/L	trimestral	mg/kg	2 / mes
pH	std	mensual	std	trimestral	std	trimestral
PCB	mg/kg	anual	mg/L	anual	mg/kg	anual
Nivel del agua	NA	-	metro	trimestral	NA	-
CIC	NA	-	NA	-	meq/100g	trimestral

Fuente: Griffin et al (1992)

[1] Un pozo por cada 20 ha de área de disposición dedicada

[2] Una muestra en las profundidades 15 cm, 45 cm y 75 cm por cada 8 ha de área de disposición dedicada.

Los mismos autores también recomiendan el monitoreo mensual de los puntos de colecta de gases en rellenos, con el uso de un detector portátil de gas, pudiendo intensificarse la frecuencia para verificaciones semanales, una vez constatados altos niveles de gases producidos.

Para las áreas degradadas, Gschwind y Pietz (1992) presentan una lista mínima de parámetros que pueden ser incluidos en la rutina de análisis de agua, suelo y vegetación de áreas degradadas (Cuadro 10.10).

Cuadro 10.10. Procedimientos mínimos de muestreo en áreas degradadas

Muestra	Procedimientos
Agua	1. Colectar como mínimo 3 muestras de cada pozo de agua subterránea y estación de lisímetro anterior a la aplicación de lodo. 2. Colectar muestras mensuales de agua después de la aplicación de lodo, durante un año. 3. Para las muestras anteriores a la aplicación de lodo y para aquellas de los tres primeros meses posteriores a la aplicación, deben ser analizados pH, Cl, NO_3-N, NH_4-N, Org-N, Fe, Al, Mn, Cu, Cr, Co, Pb, Cd, Ni, Zn y coliformes fecales (termotolerantes). 4. Desde el 4º hasta el 11º mes posterior a la aplicación deben ser analizados solamente el pH, NO_3-N, NH_4-N, Zn, Cu, Pb, Co, Ni, Cd, Cr y coliformes fecales (termotolerantes). 5. En el 12º mes después de la aplicación deben ser analizados pH, Cl, NO_3-N, NH_4-N, Org-N, Fe, Al, Mn, Cu, Cr, Co, Pb, Cd, Ni, Zn y coliformes fecales (termotolerantes). 6. El muestreo del agua termina después de un año, excepto en el caso en que 3/4 de los datos indiquen la necesidad de continuidad del proceso. Cuando sean necesarios más muestreos, las muestras serán colectadas trimestralmente, hasta que se encuentren disponibles datos suficientes para formular conclusiones sobre el problema. 7. El monitoreo de los pozos se debe mantener después del primer año para comprobar los datos obtenidos en la última colección de datos.

Muestra	Procedimientos
Suelo	1. Colecta de muestras de suelo anterior a la aplicación de lodo. Se deben colectar muestras de la superficie en diversos puntos del área y analizadas en cuanto al pH para determinar la necesidad de encalado para aumentar el pH hasta 6,5 y para determinar la capacidad de intercambio catiónico. Las muestras del perfil del suelo deben ser colectadas de los pozos excavados para instalación de los lisímetros a las profundidades 0-15 cm, 15-30 cm, 30-60 cm y 60-90 cm. 2. Las muestras de suelo nuevamente deben ser colectadas después de un año de la aplicación del lodo para las profundidades 0-15 cm, 15-30 cm, 30-60 cm. 3. Todas las muestras de suelo deben ser analizadas en cuanto al pH, P, Ca, Mg, K, Na, Fe, Al, Mn, Cu, Zn, Cr, Co, Pb, Ni, Cd y N Kjeldahl. 4. Después del segundo año de aplicación, la superficie del suelo debe ser analizada en relación al pH para determinar si aún continua inferior a 6,5.
Vegetación	1. Muestras da vegetación para análisis foliar al final de la primera estación de crecimiento después de la aplicación del lodo. Se deben colectar muestras separadas de cada especie plantada y realizar análisis en relación a N, P, K, Ca, Mg, Fe, Al, Mn, Cu, Zn, Cr, Co, Pb, Cd, Ni.

Fuente: Gschwind y Pietz (1992)

i) Tabulación, análisis y evaluación de datos

Los resultados analíticos pueden componer un banco de datos con la información detallada del lugar de disposición del lodo, asociado a un sistema de georreferenciación.

El análisis de los datos es un paso importante en el monitoreo, pues contribuye a inferir sobre la continuidad o no del proceso de disposición del lodo en determinado lugar y para la definición de

readecuaciones que deben ser implementadas en el proceso. De la misma forma, el análisis contribuye a evaluar la eficacia de los parámetros y métodos analíticos utilizados.

Contribuyen para el análisis de los datos, los referenciales de niveles máximos de los componentes del lodo y del suelo de las áreas de aplicación. La Norma Norte Americana (40CFR503) establece límites para los niveles de metales pesados y concentración de patógenos, pero vale la pena recordar que tales límites son específicos para las características de los suelos y lodos americanos, los cuales difieren de los estándares brasileros y de otros países de América Latina. De esta forma, es recomendable que cada región realice estudios para la identificación de las características de los suelos, buscando así establecer sus propios límites en función de los niveles encontrados en el lodo a ser dispuesto.

j) Informes

Los responsables por la disposición final del lodo deben establecer amplia relación con los órganos ambientales locales y la comunidad, principalmente aquella de entorno al área de disposición del lodo.

Algunos procedimientos de disposición del residuo ya presentan legislación sobre la materia, estableciendo la necesidad de licenciamiento de la operación por parte del órgano ambiental y los procedimientos de monitoreo y acompañamiento del proceso.

La emisión de informes periódicos a los órganos ambientales, presentando la evaluación de los datos obtenidos con el monitoreo, hace que el proceso sea claro y objetivo, manteniendo así un historial del área susceptible de consulta pública para la verificación de los procedimientos adoptados y de la idoneidad del responsable por la disposición del lodo. De la misma forma, se debe adoptar una estrategia de divulgación junto a la comunidad, buscando demostrar los procedimientos y resultados obtenidos.

Es recomendable que los informes y los resultados de los análisis de laboratorios sean mantenidos en un archivo en la unidad generadora del residuo para eventual fiscalización por parte de los órganos competentes.

k) Divulgación

La divulgación debe estar enfocada principalmente hacia la comunidad directamente vinculada al impacto, y por lo tanto, debe ser redactada de tal forma que aclare todos los impactos a la población, garantizando la transparencia del proceso.

10.8. CONSIDERACIONES FINALES

El monitoreo debe ser asumido como parte del proceso de disposición final del lodo, toda vez que, para cada alternativa, pueden ser comprometidas las calidades del aire, del suelo, del agua y de los cultivos.

Para la elaboración de un Plan de Monitoreo eficiente se deben considerar los potenciales riesgos a la salud humana y animal, el efecto del lodo en el crecimiento de las plantas y plagas y principios para la protección del suelo, del agua superficial y subterránea, garantizando así la calidad del medio ambiente.

La participación de la comunidad y de los órganos ambientales en todas las fases del proceso, desde la concepción del proyecto de la forma de disposición hasta la ejecución del monitoreo, permiten el mejoramiento y el mayor control del proceso, contribuyendo a que los impactos asociados a la alternativa adoptada sean minimizados.

Finalmente, cabe recordar que un Plan de Monitoreo es un instrumento dinámico en proceso de mejoramiento constante desde el inicio de su implementación, en función del análisis de los resultados obtenidos con el monitoreo y del avance de las investigaciones sobre las alternativas de disposición final del lodo de aguas residuales.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CARDOSO, E.J.B.N., FORTES NETO, P. (2000) Aplicabilidade do biossólido em plantações florestais: III Alterações microbianas no solo. In: *Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto*. BETTIOL W. e CAMARGO, O.A. (orgs.). Jaguariuna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, p. 197-202.

CETESB (1985). *Resíduos sólidos industriais*. Série Atas da Cetesb, São Paulo: CETESB/ASCETESB.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA (1986). Resolução n. 001, F-R-001/86. *Dispõe sobre definições, responsabilidades, critérios básicos e diretrizes gerais para uso e implementação da Avaliação do Impacto Ambiental*. Relator: Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 23 de janeiro de 1986.

FERNANDES, F., LARA, A.I., ANDREOLI, C.V., PEGORINI, E.S. (1999). Normatização para a reciclagem agrícola do lodo de esgoto. In: ANDREOLI, C.V., LARA, A.I., FERNANDES, F. (orgs). *Reciclagem de biossólidos: transformando problemas em soluções*. Curitiba. Sanepar/Finep. p.263 – 291.

GRANATO, T.C., PIETZ, R.I. (1992). Sludge application to dedicated beneficial use sites. In: LUE-HING, C., ZENS, D.R., KUCHENRITHER, R. *Municipal sewage sludge management: processing, utilization and disposal*. Water Quality Management Library. Vol 4. p. 417 – 454.

GRIFFIN, R.A. LUE-HING, C., SIEGER, R.B., UHTE, W.R., ZENZ, D. (1992). Municipal sewage sludge management at dedicated land disposal sites and landfills. In: LUE-HING, C., ZENS, D.R., KUCHENRITHER, R. (eds). *Municipal sewage sludge management: processing, utilization and disposal*. Water Quality Management Library. Vol 4. p. 299-376.

GSCHWIND, J, PIETZ, R.I. (1992). Application of municipal sewage sludge to soil reclamation sites. In: LUE-HING, C., ZENS, D.R., KUCHENRITHER, R. (eds). *Municipal sewage sludge management: processing, utilization and disposal*. Water Quality Management Library. Vol 4. p. 455-478.

LAMBAIS, M.R., SOUZA, A.G. (2000). *Impacto de biossólidos nas comunidades microbianas do solo*. BETTIOL, W., CAMARGO, O.A. (orgs.). Jaguariuna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 269-280.

LOEHR, R.C. Environmental impacts of sewage sludge disposal. In: BORCHARDT, J.A. et al. (eds). *Sludge and its ultimate disposal*. Ann Arbor Science. p. 179-210.

RHODE, G. M. (1993). Sistema de monitoramento ambiental: conceitos básicos e proposta para o geossistema. In: INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ - IAP; DEUTSCH GESELLSCHAFT FÜR TECHNISCHE ZUSAMMENARBEIT – GTZ. *Manual de avaliação de impactos ambientais: MAIA*. Curitiba: IAP/ GTZ. 11p

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1993). *Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge under 40 CFR Part 503*. Office of Water, Science and Technology, Sludge Risk Assessment Branch. Washington, DC.

ëditorial
Universidad de **Nariño**

Año de publicación: 2025
San Juan de Pasto - Nariño - Colombia

LA SERIE - La presente serie, titulada "Principios del tratamiento biológico de aguas residuales", tiene como objetivo servir de material de apoyo a estudiantes y profesionales que deseen adquirir conocimientos básicos en el área de tratamiento de aguas residuales. Se brinda un gran énfasis a los principios y conceptos fundamentales, esenciales para una actuación consciente en el área. Se incluye un gran número de tablas y ejemplos, con miras a sistematizar y consolidar los aspectos principales. Los volúmenes que integran la serie son: (1) Introducción a la calidad del agua y al tratamiento de aguas residuales, (2) Principios básicos del tratamiento de aguas residuales, (3) Lagunas de estabilización, (4) Lodos activados, (5) Reactores anaerobios, (6) Lodo de aguas residuales: tratamiento y disposición final, (7) Estudios y modelamiento de la calidad de agua de ríos.

EL LIBRO - El presente volumen, "Lodo de aguas residuales: tratamiento y disposición final", es el sexto de la serie titulada "Principios del tratamiento biológico de aguas residuales. El libro se enfoca, de manera integrada, a la etapa de gestión del lodo generado en las plantas de tratamiento de aguas residuales. Se presentan conceptos, datos e informaciones relativos a la teoría y a la práctica, cubriendo el diseño y operación, además de diversos ejemplos de aplicación. Los principales temas cubiertos son: (a) caracterización del lodo; (b) tratamiento del lodo: estabilización, remoción de humedad e higienización; (c) disposición final del lodo: evaluación de alternativas, disposición en el suelo, y transformación y descarte; (d) Impactos ambientales y monitoreo.

LOS EDITORES - Cleverson V. Andreoli es Ingeniero agrónomo, doctor en Medio Ambiente y Desarrollo de la Universidade Federal do Paraná e Ingeniero de la Compañía de Saneamiento del estado de Paraná. Marcos von Sperling es Ingeniero civil, doctor en Ingeniería Ambiental del Imperial College London y profesor del Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de la Universidade Federal de Minas Gerais. Fernando Fernandes es ingeniero civil, doctor del Instituto Nacional Politécnico de Toulouse y profesor del Centro de Tecnología y Urbanismo de la Universidade Estadual de Londrina. El libro también contó con la participación de otros nueve especialistas brasileros en el área de tratamiento y disposición final de lodo de aguas residuales.

EL TRADUCTOR – Iván Andrés Sánchez Ortiz es Ingeniero Civil, con maestría en Ingeniería Ambiental y Recursos Hídricos de la UNESP (Ilha Solteira - São Paulo, Brasil) y doctorado en Saneamiento de la Universidade Federal de Viçosa (UFV – Minas Gerais, Brasil), profesor Titular e investigador del Departamento de Recursos Hidrobiológicos de la Universidad de Nariño (Colombia). Coautor de diversos libros y capítulos de libros, de documentos sobre infraestructura hidráulica para acuicultura y de más de 55 artículos científicos.

ISBN: 978-628-7771-08-6



