

TECNOLOGIAS AMBIENTAIS

SÉRIE RECURSO SOLO: PROPRIEDADES E USOS

Ramom Rachide Nunes
Maria Olímpia de Oliveira Rezende (ORG)

editora  cubo

TECNOLOGIAS AMBIENTAIS

Série RECURSO SOLO: PROPRIEDADES E USOS

Ramom Rachide Nunes

Maria Olímpia de Oliveira Rezende

(organizadores)

© 2023

Qualquer parte desta publicação pode ser reproduzida, desde que citada a fonte. Todos os direitos desta edição são reservados aos Autores.

O conteúdo dos capítulos é de responsabilidade exclusiva dos seus respectivos autores.

Tecnologias ambientais / Ramom Rachide Nunes e Maria Olímpia Oliveira Rezende
(organizadores). – 1. ed. . – São Carlos : Editora Cubo, 2023.

E-BOOK

EPUB

ISBN: 978-65-86819-34-2

1. Química analítica. 2. Ciências Ambientais. 3. Química Ambiental. 4.
Tecnologias Ambientais. I. Nunes, Ramom Rachide. II. Rezende, Maria
Olímpia Oliveira. III. Título.

Ninguém escreve para si mesmo, a não ser um monstro de orgulho.
A gente escreve pra ser amado, pra atrair, encantar, etc.

— Oswald de Andrade

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO

As tecnologias ambientais sob a perspectiva da química analítica e ambiental.....	7
1. INTRODUÇÃO	7
2. COMO O QUÍMICO VÊ UM RESÍDUO?.....	8
3. O CICLO DA VIDA EM UM CONTEXTO CIENTÍFICO	9
4. TECNOLOGIAS AMBIENTAIS.....	10
4.1. Compostagem e Vermicompostagem	11
4.2. Biorrefinarias	12
4.3. Olaria ambiental.....	12
4.4. Carbonização hidrotérmica	12
4.5. Outras tecnologias.....	12
5. IMPACTOS SOCIAIS.....	13
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	13

CAPÍTULO 1

Resíduos Agrícolas: lixo ou matéria-prima?.....	15
1. INTRODUÇÃO: A BIOMASSA NÃO É LIXO.....	15
2. RESÍDUOS AGRÍCOLAS	17
3. BRASIL, BIOMASSA E BIORREFINARIAS.....	19
4. MATERIAIS LIGNOCELULÓSICOS E SUA CONSTITUIÇÃO.....	21
4.1. Celulose.....	21
4.2. Lignina.....	22
4.3. Hemiceluloses	23
4.4. Extrativos.....	24
4.5. Cinzas	24
4.6. Estrutura da parede celular	25
5. CONVERSÃO DE RESÍDUOS AGRÍCOLAS EM PRODUTOS DE VALOR AGREGADO.....	25
5.1. Carvão Ativado e Biocarvão (<i>Biocchar</i>).....	26
5.2. Celulose e derivados.....	27
5.3. Lignina como fonte de produtos e novos materiais.....	28
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	30
BOXE TEMÁTICO: Embalagens sustentáveis	32

CAPÍTULO 2

Compostagem	34
1. INTRODUÇÃO	34
2. DEFINIÇÃO.....	34
3. ESCOLHAS DOS RESÍDUOS FRESCOS.....	35
4. A COMPOSTEIRA.....	35
5. PROCESSOS E FENÔMENOS ENVOLVIDOS.....	36
6. CARACTERÍSTICAS DO COMPOSTO PRODUZIDO	38
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	39
BOXE TEMÁTICO: Como fazer uma composteira doméstica?	42

CAPÍTULO 3

Vermicompostagem	43
1. INTRODUÇÃO	43
2. DEFINIÇÃO.....	43
3. CIÊNCIA DAS MINHOCAS	44
4. VERMICOMPOSTAGEM.....	46
4.1. Processos e fenômenos envolvidos	46
4.2. Vantagens da vermicompostagem frente à compostagem tradicional.....	48
5. VERMICOMPOSTO.....	49
5.1. Características do vermicomposto.....	49
6. CONCLUSÃO	50
BOXE TEMÁTICO: Testes de toxicidade com organismos terrestres	53

CAPÍTULO 4

Uso de Lodo de Esgoto na Agricultura	55
1. PROBLEMÁTICA	55
2. HISTÓRICO	55
3. CONCEITO E CARACTERÍSTICAS DO LODO DE ESGOTO.....	56
4. LEGISLAÇÃO.....	58
5. USO AGRÍCOLA DO LODO DE ESGOTO	61
6. LODO DE ESGOTO E A DINÂMICA DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS	61
7. LODO DE ESGOTO E A PRESENÇA DE PATÓGENOS.....	62
8. LODO DE ESGOTO E A PRESENÇA DE COMPOSTOS ORGÂNICOS POLUENTES.....	62

9.	LODO DE ESGOTO, CARBONO E A QUALIDADE DA MATERIA ORGÂNICA DO SOLO	63
10.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	64
	BOXE TEMÁTICO: Reciclagem agrícola do efluente de esgoto tratado pela fossa séptica biodigestora.....	69

CAPÍTULO 5

	Biorrefinarias	72
1.	INTRODUÇÃO	72
2.	BIORREFINARIAS.....	72
3.	GERAÇÃO DOS BIOCOMBUSTÍVEIS E POTENCIAIS MATÉRIAS-PRIMAS	73
4.	PLATAFORMAS DE BIORREFINARIAS PARA PRODUÇÃO DE BIOCOMBUSTÍVEIS.....	75
4.1.	Biorrefinaria para produção de etanol de primeira geração (E1G) e biogás (sucroquímica e amidoquímica).....	75
4.1.1.	Etanol de cana-de-açúcar	75
4.1.2.	Etanol de milho	77
4.1.3.	Produção de biogás	78
4.2.	Biorrefinaria para produção de biodiesel e bioquerosene (oleoquímica).....	79
4.2.1.	Produção de biodiesel.....	81
4.2.2.	Produção de bioquerosene.....	82
4.3.	Biorrefinaria lignocelulósica.....	83
5.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	86
	BOXE TEMÁTICO: Carbonização hidrotérmica em reator.....	88

CAPÍTULO 6

	Tratamento de solos contaminados.....	89
1.	INTRODUÇÃO	89
2.	TRATAMENTO DE SOLOS CONTAMINADOS: PRINCÍPIOS	90
3.	PRINCIPAIS METODOLOGIAS DE TRATAMENTO PARA SOLOS CONTAMINADOS.....	91
3.1.	Tratamento Térmico	93
3.2.	Tratamento Físico-Químico	94
3.3.	Tratamento Biológico	94
4.	EXPERIÊNCIAS JÁ REALIZADAS	98
5.	CONCLUSÕES	102
	BOXE TEMÁTICO: Vermicompostagem e Biorremediação.....	105
	Posfácio	110



INTRODUÇÃO

As tecnologias ambientais sob a perspectiva da química analítica e ambiental

Edson Thiago Gomes de Lima

Jefferson Campos da Silva

Maria Olímpia Oliveira Rezende

Ramom Rachide Nunes

1. INTRODUÇÃO

A história e evolução do ser humano se relacionam com sua interação com a natureza e o meio ambiente. Estamos em uma etapa do desenvolvimento humano na qual cada vez mais se coloca em prática a ideia de que somos parte da natureza e não seus senhores, a quem, ela -a natureza-, deve servir.

Da mesma forma que cada ser humano é único e diferente do outro, assim é o solo, ou melhor, assim são os solos. Cada região vai apresentar um determinado tipo de solo, em consonância com as características daquele ecossistema. Até mesmo dentro da extensão de um mesmo bioma podem ser encontrados vários tipos de solo.

Podemos traçar um paralelo com a espécie humana. Embora sejamos seres únicos e diferentes uns dos outros, nossas características comuns são maiores em número que as nossas diferenças, o que permite que a espécie humana possa ser abrigada sob o mesmo guarda-chuva. O mesmo acontece com os solos, as características comuns permitem classificá-lo como solo e mais especificamente como solos de aluvião, ou massapé ou terra-roxa etc., mesmo sendo um solo tipo terra-roxa com mais ou menos teor de ferro, ou de matéria orgânica ou umidade ou diferente vida microbiana etc.

Além disso, é maravilhoso observarmos que existe uma relação de equilíbrio entre o tipo de solo de um local e as formas de vida que nele habitam. Por exemplo, árvores muito altas são observadas em solos profundos enquanto plantas mais baixas em solos rasos. Além disso, a vegetação determinará a fauna do ambiente, que ocupará seus nichos ecológicos. Se alterarmos a vegetação, altera-se também o tipo de solo – mesmo que a longo prazo - e vice-versa. O solo relaciona-se intimamente com o clima, sendo responsável pela temperatura atmosférica. Relaciona-se diretamente, também, com a água do local, as rochas, o clima e com a fauna e a flora. O solo relaciona-se com todos os compartimentos ambientais: atmosfera, hidrosfera, litosfera e biosfera.

Essa dependência envolve a biota, a microbiota, os teores de matéria orgânica e nutrientes, entre outros; trata-se de uma mistura de elementos químicos, físicos, biológicos e microbiológicos, fatores bióticos e abióticos, além do tempo cronológico, que reunimos em duas palavras: vida e equilíbrio. Devemos adicionar mais um componente nessa equação: o homem! A atividade antrópica altera paisagens naturais devido aos diferentes usos do solo, tais como, construção de casas e rodovias, desvios de leitos de rios, represamento de água, mineração, sumidouro de resíduos, pecuária e agricultura, por exemplo.

Pensando nos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável – ODS-apregoados pela ONU, dependendo de seu uso, o solo pode contribuir com a ‘erradicação da pobreza’ (ODS 1), privilegiando a pecuária, a agricultura e a construção civil; a ‘fome zero e a agricultura sustentável’ (ODS 2), privilegiando a pecuária e a agricultura; a ‘saúde e o bem-estar’ (ODS 3), considerando-se o fornecimento de alimentos saudáveis e as relações com a água e o ar; ‘água potável’ (ODS 6), mais uma vez considerando-se a relação com a água. Podem-se considerar outros ODS, como o 8: ‘trabalho decente e crescimento econômico’. Se pensarmos na agricultura, capaz de assegurar ao homem do campo um trabalho rentável com grande capacidade produtiva, contribuimos com o produto interno bruto do país, que pode ser grandemente aumentado com a produção e comercialização de commodities. Assim, com a produção e exportação de commodities, aumentamos a demanda

industrial de máquinas e insumos, contribuindo com o ODS 9: ‘indústria, inovação e infraestrutura’, pois, para uma agricultura sustentável, produtiva e rentável é necessário que haja estudos e muita ciência. Podemos relacionar o uso do solo a outros ODS. Ao ODS 10: ‘redução das desigualdades’. Esse é fácil de ser compreendido se pensarmos na contribuição da produção sustentável de alimentos para a erradicação da fome, com consequências diretas na saúde e no crescimento econômico. Uma melhor e mais rica vida no campo é vital para que haja ‘cidades e comunidades sustentáveis’ (ODS 11). O uso e conservação do solo é intimamente relacionado à temperatura atmosférica e manutenção do clima, à vida na água, à vida terrestre. Se as pessoas comem bem, vivem bem, têm uma via economicamente estável, é mais fácil garantir a paz, a justiça, a ordem e o progresso.

Essas relações não são facilmente percebidas pelo ser humano. Mas é fácil perceber o sentido oposto. Solos degradados estão localizados em regiões historicamente carentes e longe da presença do Estado. O uso inadequado do solo está relacionado a problemas de cunho político e social. Nesse contexto, substituímos a palavra solo por terra. O termo ‘terra’ designa o uso social do ‘solo’, podendo ser sinônimo de ‘território’. Exemplos do uso da palavra terra com conotação social são Movimento dos Sem Terra, demarcação de terras indígenas, conflito de terras etc. Mais que isso, ‘terra’ tem contexto de pertencimento e ancestralidade, como em terra natal.

A poluição ambiental relaciona-se diretamente com a degradação da sociedade. Uma leva à outra, são causa e consequência e vice-versa.

O último grande desastre ambiental no Brasil, o rompimento da barragem de Brumadinho, ocorrido em 25 de janeiro de 2019, devido ao rompimento de uma barragem de rejeitos controlada pela Vale S. A., causou um desastre ambiental de graves consequências e, se há desastre ambiental, há desastre humanitário. O rompimento da barragem levou ao despejo de inúmeros elementos metálicos, enterrando planícies e pessoas, destruindo a água e tornando o solo improdutivo e, conseqüentemente, desvalorizando a região e a degradação dos seres humanos que ainda lá vivem.

O PIB do agronegócio brasileiro, calculado pelo Cepea (Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada), da Esalq/USP, em parceria com a CNA (Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil), calculou no ano de 2021, o recorde de 27,5% como sendo a participação do setor no total.

O objetivo deste livro é avaliar o uso do solo para uma agricultura sustentável e para manutenção do clima do planeta. Pretendemos responder à pergunta: como conservar um solo produtivo e como tornar produtivo um solo pouco fértil?

A resposta não é simples pois envolve aspectos políticos, regionais, culturais, interesse público e ambiental. No entanto, é mandatório um profundo conhecimento do nosso objeto de estudo: para que posamos propor o melhor uso do solo, para uma agricultura sustentável, produtiva e rentável é necessário que haja estudos e muita ciência.

Convidamos você a mergulhar conosco nos conhecimentos aqui disponibilizados acerca do uso do solo. Primeiro, porque esse conhecimento é interessante e holístico; segundo, porque o uso do solo tem implicância em nossa vida, saúde, bem-estar e riqueza.

2. COMO O QUÍMICO VÊ UM RESÍDUO?

Se vamos falar de resíduos agrícolas, domésticos ou industriais, precisamos entendê-los em uma perspectiva que vá além do macroscópico e do olho nu. Sabemos que toda profissão tem suas atribuições, a começar por aquilo que deve fazer por primazia. Em se tratando dos químicos, o que esperar? O que um químico deve saber fazer antes de qualquer outra coisa? A resposta é simples: um bom químico é aquele que mergulha na matéria e consegue vislumbrá-la por completo, em sua totalidade, no campo de visão microscópico: tem de imaginar os átomos, as moléculas, como se dá a estrutura e a organização dos corpos materiais; além de acompanhar e entender as reações químicas, entre outras coisas. Logo — trazendo para o tema deste livro — se vamos falar de resíduos, precisamos adentrar e vislumbrar como se dá a composição e a organização da matéria destes objetos.

Para começar, podemos dizer que a matéria, de forma generalizada, pode ser compreendida como algo que tem massa e ocupa um lugar no espaço. Porém, foi necessária muita discussão histórica e filosófica para se chegar ao conceito de matéria que se conhece atualmente. Inúmeros filósofos apontaram questionamentos que influenciaram na interpretação do conceito de matéria, foi a partir dessas especulações que culminou na criação e no desenvolvimento da Química tal qual se conhece hoje.

No período pré-Socrático surgiu a ideia da prima matéria, que está relacionada à quatro elementos da natureza (terra, ar, fogo e a água), a matéria era considerada a mesma, porém, poderia apresentar suas inúmeras formas de existência. Tudo era derivado desses elementos. Já no século XVII, Robert Boyle, que para muitos autores é considerado o precursor da Química Moderna, evidenciou as suas ideias sobre como a matéria poderia ser compreendida. Boyle rompeu com as práticas alquímicas vigentes e propôs uma interpretação sobre a matéria pautada na razão e na experimentação. Boyle evidenciou que a matéria seria composta por diferentes partículas, cada corpo químico apresentaria seus elementos constituintes. Lavoisier, por sua vez, adotou a ideia de Boyle e esclareceu que os elementos constituintes da matéria são corpos simples, não pelo fato de não ter outras partículas componentes, mas porque não se tem métodos para separá-los. Lavoisier inseriu as práticas

quantitativas, dando lugar de destaque a essas análises, criando as bases centrais da Química. Já Mendeleev, no século XIX, foi quem propagou a diferença entre elemento e corpo simples. Então, o conceito de elemento passou a se referir ao átomo e essa nova interpretação deu margem para que se propusessem os modelos atômicos.

Assim, surgem as teorias dos modelos atômicos, nas quais para Dalton, o átomo é uma partícula maciça e indivisível. Além disso, Dalton definiu o termo peso atômico (massa atômica), que serviu para separar e identificar os elementos. Já John Thomson teorizou a presença de cargas positivas (prótons) e negativas (elétrons) no átomo. Rutherford propôs o modelo atômico planetário, onde o núcleo é pequeno e positivo e, ao redor do núcleo, na eletrosfera, ficam os elétrons. Bohr, por sua vez, caracterizou os níveis de energia que os elétrons podem ser encontrados, sendo que absorve energia para ir para um nível de energia mais externo e libera energia em forma de luz para retornar a um nível de mais baixa energia.

Ademais, após o entendimento sobre a existência e comportamento dos átomos, foi possível compreender como toda a matéria é composta, até mesmo a dos seres vivos, visto que os átomos formam as moléculas, e cada molécula (a depender dos átomos que a compõem) possui as suas características próprias e específicas, como a solubilidade, a polaridade, a acidez ou alcalinidade, e isso influencia na conformação espacial de cada molécula. As moléculas compõem os corpos e organismos, dando forma a toda matéria existente e vida a todos os seres que conseguem se desenvolver, reproduzir e realizar processos metabólicos. Além disso, as moléculas são componentes de todas as células, tanto animais quanto vegetais e são elas que caracterizam as funções que cada célula pode desempenhar. Já as células, são responsáveis por formar os tecidos (epitelial, conjuntivo, nervoso e muscular) no caso dos animais, e alguns desses tecidos são componentes dos órgãos, que são essenciais ao desenvolvimento, reprodução e metabolismo dos organismos.

Dessa forma, a partir dessas discussões e teorias propostas, tentando entender a composição e organização da matéria, foi possível compreender como a matéria é constituída. Além disso, esse processo de questionamento e descoberta proporcionou a compreensão em nível atômico sobre como os corpos funcionam e interagem entre si.

Extrapolando estes conceitos para os resíduos em geral, nos deparamos no seguinte ponto: qual a natureza de um determinado resíduo? É orgânico (e.g., resíduos agrícolas, a grande maioria dos resíduos domésticos, como restos de alimentos, papel, tecidos etc.) ou é de origem mineral (e.g., alguns resíduos industriais, alguns resíduos domésticos, como o vidro, resíduos da mineração, excedente da adubação mineral, entre outros)? Essa pergunta nem sempre é tão fácil de se responder, uma vez que alguns resíduos, principalmente os industriais, são uma mistura de substâncias de origens diferentes. Por exemplo, é comum encontramos um resíduo industrial de base orgânica, mas com um grande montante de minerais em sua composição. Cada caso é um caso. E caberá ao químico avaliar macro e microscopicamente a natureza de cada resíduo.

Mais a frente veremos ainda que, dentro das tecnologias ambientais, os processos de transformação também envolverão o vislumbre das reações químicas. Como a matéria se transforma com o tempo? Quanto ao novo material, como é sua composição e a organização de seus átomos, moléculas e estrutura?

Por ora, paramos aqui. No próximo tópico, precisamos falar dos seres vivos em geral, uma vez que vem deles a vasta larga maioria dos resíduos que são empregados como matéria-prima para as tecnologias ambientais e a química dos novos materiais.

3. O CICLO DA VIDA EM UM CONTEXTO CIENTÍFICO

Entender a composição da matéria e dos corpos é de grande importância quando nos dedicamos a compreender os seres vivos (organismos em geral, sejam eles animais, vegetais, fungos etc.) e suas funções desempenhadas no ambiente.

A princípio, sabemos que os seres vivos nascem, crescem, produzem (produtos de excreção e/ou liberação), reproduzem (quando o ambiente é favorável) e, por fim, morrem. Esse é o ciclo da vida e são eventos naturais que fazem parte da vida de qualquer organismo.

Ao longo da vida dos seres vivos, diversos processos naturais que produzem dejetos provenientes da excreção e liberação, e.g., processos de respiração (envolvendo a absorção do O_2 e produção do CO_2 nos animais, e o contrário, nas plantas, dependendo da luz solar), processos de alimentação animal, que envolvem a excreção de dejetos e, até mesmo, a produção dos frutos e folhas nos vegetais, que são liberados no ambiente; além de muitos outros fluidos e substâncias constantemente incorporados ao ambiente.

Se tomarmos como base a alimentação, todos os animais precisam se alimentar e, conseqüentemente, excretar/defecar aquilo que não foi absorvido pelo organismo. Ou seja, os animais se alimentam de matéria, a qual é formada a partir das moléculas (substâncias), além dos nutrientes (metais, cátions e ânions com funções biológicas bem definidas nos organismos), os quais são oriundos do próprio ambiente. Assim, ao excretar, os organismos devolvem ao ambiente uma considerável quantidade de matéria (moléculas orgânicas + nutrientes) que, de antemão, nutrem novas formas de vida, em especial, os vegetais.

O primeiro ponto que podemos questionar é acerca daquilo que faz os seres estarem vivos. O que os mantém vivos. A princípio, esta questão não é difícil de se responder: é preciso obter energia, seja por meio dos alimentos (nível macro) ou

seja pela respiração celular (nível molecular). Logo, para viver, os seres vivos precisam consumir para obter energia. Como consequência, se os seres vivos consomem, eles precisam excretar o excedente, transformado por meio de processos biológicos e metabólicos dentro do corpo do organismo. Resumindo:

- Se o organismo vive é porque consome;
- Só vive o organismo que consome;
- Se o organismo consome, ele tem que excretar.
- Se excreta, produz-se um dejetos (em um sentido amplo), que pode representar um problema sério do ponto de vista ambiental e/ou ecológico a depender do volume, da quantidade, da toxicidade e do local de descarte. A depender da área de estudo ou do material obtido, podemos falar em resíduo, dejetos, resíduo ou meramente lixo (alguns resíduos são mais difíceis de trabalhar e reciclar/reutilizar).

Ademais, considerando a relação da nutrição de uma forma de vida por outra, introduzimos o conceito dos níveis tróficos, que representam um conjunto biótico (animal e vegetal) que integra o mesmo ecossistema, ou seja, uma sequência de seres vivos que servem de alimento (obtenção de energia) para outros. Consequentemente, de forma generalizada, os organismos fornecedores/produtores primários (plantas e algas) nutrem (servem de alimento) os consumidores primários (herbívoros) que por sua vez nutrem os consumidores secundários (carnívoros). Note que a relação trófica configura um aspecto cíclico de reciclagem da matéria, com o último nível trófico sendo representado pelos seres decompositores ou detritívoros, nutrindo-se de restos orgânicos ou de organismos mortos.

Nessa mesma perspectiva, considerando o ciclo de vida, após os organismos crescerem e produzirem, sucessivamente, eles morrem. No mais, na contramão da reprodução, que não é um fator obrigatório para todos os seres vivos, a morte é inevitável, podendo acontecer em qualquer momento da vida. Longe dos vieses religiosos, a morte é de grande importância para a compreensão dos ciclos de vida de todos os organismos. Tomando como base uma abordagem no âmbito das ciências naturais, o fenômeno da morte é algo inerente à continuidade da vida das espécies na biosfera, pois quando um organismo morre, seu corpo (válido para todos os tipos de organismos) é degradado pelos seres decompositores, representados principalmente pelos microrganismos, fungos e bactérias, sendo incorporado ao solo. Por sua vez, via processos complexos, a exemplo do cadaverismo, o bolo de materiais incorporados ao solo é chamado de matéria orgânica (MO). Assim, os átomos que constituíam os organismos mortos retornam ao ambiente e podem ser novamente incorporados por outros seres vivos: passam a constituir suas células, tecidos, órgãos e, por fim, um novo organismo. Os nutrientes, por sua vez, além de comporem esta sequência, atuam fortemente no metabolismo, sejam eles animais ou vegetais. Até este ponto, vemos uma relação intrínseca e direta: a morte nutre e alimenta a vida, em uma perspectiva ecológica, biológica e ambiental, tendo a química um protagonismo nas percepções das transformações ocorridas nos processos associados.

Ademais, após o entendimento que a morte dos organismos nutre e alimenta outras formas de vida, fica evidenciado que, além da decomposição dos corpos mortos, a decomposição dos produtos de excreção (dos animais) e de liberação (das plantas, e.g., folhas, frutos, galhos, etc.) também incorporam MO ao solo. A MO e os nutrientes provenientes da decomposição serão consumidos por outros organismos (vegetais e animais), a fim de crescerem, produzirem, reproduzirem (quando favorável) até morrerem, dando então início a um outro ciclo da reciclagem dos nutrientes e materiais orgânicos.

Desta forma, consideramos a matéria orgânica como o conjunto de compostos químicos formados por moléculas orgânicas encontradas em ambientes naturais sendo eles terrestres ou aquáticos. A MO é geralmente heterogênea e complexa, sendo composta por organismos vivos e mortos em diversos estágios de decomposição (veja o Volume 1 da Série Recurso Solo: Propriedades e Usos. O Solo: Estrutura e Composição). Ou seja, a MO apresenta constituintes lábeis e estáveis com base na taxa de decomposição dos organismos, com isso, permite melhor compreensão da dinâmica da MO no solo. Consequentemente, a MO estável representa os estágios mais elevados de decomposição dos materiais orgânicos. Já os estágios de decomposição mais recentes, chamado de matéria orgânica lábil, estão mais diretamente relacionados à atividade microbiana do solo. Além disso, parte da MO lábil vai passando para estágios mais estáveis, que são mais resistentes às intempéries e ao manejo do solo, chamada de húmus.

4. TECNOLOGIAS AMBIENTAIS

Que tal começarmos a falar das tecnologias ambientais, resgatando um pouco da leitura que fizemos até aqui? Primeiro vimos o conceito de matéria. Na sequência, nos conscientizamos da atribuição dada aos químicos de vislumbrar a matéria, a partir da visualização dos átomos, moléculas, estrutura, energia etc. Por fim, vimos a relação que existe entre os seres vivos e a geração de resíduos, passando para necessidade dos organismos de consumir para viver, e de excretar o que não é consumido pelos seus organismos.

Além disso, existe uma grande variedade de resíduos que não são diretamente produzidos pelos organismos ou que não são meramente liberados pelas plantas. É o caso dos resíduos de origem antrópica, geralmente produzidos pela indústria e agricultura. Quase sempre são os mais preocupantes, uma vez que vem de atividades intensivas e extensivas. Além disso, geralmente são gerados e descartados sem grande preocupação ambiental.

A gestão destes resíduos vem se tornando um desafio ambiental, uma vez que quando realizada de maneira incorreta acarreta outros problemas ambientais. Por exemplo, o aterramento de resíduos sólidos é um método ultrapassado para os dias atuais, devido à restrição de espaço, ainda mais quando próximo a grandes centros urbanos. A produção de chorume também pode ocasionar contaminação do solo e de corpos d'água. A incineração desse material gera poluição atmosférica e mais resíduos a serem descartados e a liberação de efluentes líquidos sem tratamento pode contaminar cursos d'água.

Desta forma, é necessária a utilização de alternativas viáveis para o tratamento de resíduos. Tendo em vista que boa parte destes materiais são de origem orgânica, convém utilizar tecnologias ambientais baseadas nas transformações da matéria orgânica para sua reutilização como uma solução eficaz para este problema.

Neste ponto podemos analisar sob a perspectiva química o resíduo, para assim sabermos qual a melhor tecnologia ambiental aplicar e qual o melhor novo material a se produzir.

É possível definir uma tecnologia ambiental como aquela que gera a melhoria de processos e produtos, conservando a matéria-prima (geralmente resíduos) e a energia. As tecnologias ambientais utilizam recursos de forma sustentável, reduzem impactos ambientais, não são poluentes, geram pouco ou nenhum resíduo e são capazes de tratá-los, reduzindo ou eliminando a toxicidade de possíveis agentes químicos ou biológicos patogênicos. Por meio dessas tecnologias a matéria orgânica residual é tratada de forma a gerar novos materiais de maior valor agregado. Os recursos passam a ter um fluxo circular, sendo usados e reutilizados para outros processos ou fluxos semelhantes. Para ilustrar, a Tabela 1 traz alguns exemplos da gestão de resíduos orgânicos por meio de tecnologias ambientais.

Tabela 1. Exemplos de utilizações das tecnologias ambientais para tratamento de resíduos.

TECNOLOGIA AMBIENTAL	TIPO DE MATÉRIA ORGÂNICA	PRODUTO / NOVO MATERIAL
Compostagem	Restos de alimento	Composto agrícola
Vermicompostagem	Resíduos orgânicos industriais	Vermicomposto
Biorrefinarias	Resíduos florestais	Bioetanol, bioquerosene, biodiesel etc.
Olaria ambiental	Palhas agrícolas em geral	Tijolos
Carbonização hidrotérmica	Palhas agrícolas em geral	Hidrocarvão
Pirólise	Palhas agrícolas em geral	Biocarvão

Muitas outras tecnologias ambientais existem. Algumas delas, inclusive, serão discutidas nos capítulos deste livro. O importante é saber, a exemplo do que traz a Tabela 1, que as tecnologias ambientais visam transformar quimicamente/biologicamente/fisicamente a matéria orgânica de algum resíduo, transformando-o em algum material de maior valor agregado. Nos itens abaixo apresentamos um breve resumo acerca de algumas tecnologias.

4.1. Compostagem e Vermicompostagem

Na agricultura, a simples aplicação de um resíduo orgânico na cobertura do solo não oferece tantas vantagens no ponto de vista agrônomo, principalmente no que se refere aos atributos de fertilidade do solo. Contudo, uma vez tratados, estes insumos podem apresentar um elevado potencial agrônomo. Neste caso, sugerem-se como exemplos de tecnologias ambientais a compostagem e a vermicompostagem.

A compostagem se dá por meio da decomposição biológica da matéria orgânica através da ação dos microrganismos, resultando em um composto estável e rico em húmus. Na vermicompostagem o processo é semelhante, mas a decomposição da matéria é realizada por microrganismos do trato digestório das minhocas, que assumem o protagonismo no processo: promovem, além da degradação dos resíduos, o aumento da área superficial das partículas, resultando em um insumo com alta porosidade e capacidade em reter água e nutrientes, chamado de vermicomposto. Na comparação entre os dois métodos, a vermicompostagem é mais vantajosa, por produzir um fertilizante agrícola de melhor qualidade em um período de tempo menor.

Mais detalhes podem ser lidos no Capítulo 2 (Compostagem) e Capítulo 3 (Vermicompostagem).

4.2. Biorrefinarias

A sociedade atual ainda é bastante dependente dos combustíveis fósseis. Uma alternativa seriam os biocombustíveis, gerados a partir de biomassa vegetal. A matéria-prima necessária para a produção é diversa e pode ser classificada em quatro gerações:

- Primeira geração: biomassa agrícola cultivada especificamente para a produção de biocombustíveis;
- Segunda geração: resíduos orgânicos fontes de matéria lignocelulósica, como resíduos agrícolas, florestais, industriais e domésticos;
- Terceira geração: biomassa proveniente de microalgas;
- Quarta geração: biomassa de espécies geneticamente modificadas.

Como a utilização de materiais de primeira geração pode ocasionar concorrência com a produção de alimentos, e os materiais de terceira e quarta geração ainda são estudados, a utilização de materiais de segunda geração tem ganhado espaço e faz-se importante por produzir fontes limpas e renováveis de energia, ao mesmo tempo que contribuem para o tratamento de resíduos. Os produtos gerados a partir da utilização desses materiais dependem dos processos envolvidos nas biorrefinarias. Biorrefinarias são as instalações e os processos capazes de transformar, por métodos termoquímicos e bioquímicos, biomassa em biocombustíveis, energia e/ou produtos químicos.

Mais detalhes podem ser lidos no Capítulo 5 (Biorrefinarias).

4.3. Olaria ambiental

Outra forma de utilização de resíduos orgânicos é na produção de tijolos. Os tijolos de argila são os principais materiais da indústria da construção civil e suas características físicas dependem da matéria-prima, métodos e técnicas utilizadas para sua produção. A incrementação de resíduos orgânicos para produção de tijolos apresenta vantagens ambientais, bem como para a própria indústria de tijolos, pela redução de matéria-prima (argila) e pela produção de tijolos com melhores características físicas.

O lodo de esgoto doméstico (biossólido) é bastante utilizado como alternativa para substituir, parcialmente, a argila na produção de tijolos. Como resultado, obtém-se um tijolo com a mesma resistência do tijolo comum, porém mais leve e de menor custo de produção. Também se utilizam de resíduos industriais, agrícolas (a exemplo das palhas em geral), entre outros. Estas práticas remontam, inclusive, as origens da olaria, que já utilizava destes materiais para aumentar a qualidade dos tijolos produzidos. Práticas estas que foram deixadas de lado ao longo dos anos devido à baixa disponibilidade de matéria-prima, focando apenas no uso da argila e cimentos.

4.4. Carbonização hidrotérmica

A carbonização hidrotérmica (HTC) é um método de conversão de biomassa húmida, realizado em sistema fechado (reator), com temperaturas controladas e pressões autogeradas. O material originado desse processo é chamado de hidrocarvão (ou hydrochar, em inglês), podendo apresentar-se em forma sólida ou líquida e ter diferentes propriedades, a depender do controle das condições de temperatura e tempo, durante a HTC. A matéria orgânica submetida a este método sofrerá diversas transformações, como hidrólise, descarboxilação e rearranjos moleculares.

O hidrocarvão produzido, de maneira geral, é um material com alto teor de carbono e bastante estável, podendo ser utilizado para diversos fins, como por exemplo: uso agrícola, como condicionador de solo; produção de energia, como combustível; e como material adsorvente para tratamento de águas residuais. A carbonização hidrotérmica é uma alternativa eficaz para o tratamento e valorização de biomassas residuais, como as provenientes da agroindústria, bem como o lodo de esgoto doméstico (biossólido).

Maiores informações podem ser lidas no boxe temático do Capítulo 5 (Carbonização hidrotérmica em reator)

4.5. Outras tecnologias

As tecnologias ambientais acima mencionadas são uma pequena amostra das possibilidades de tratamento e transformações da matéria orgânica, das mais diversas origens, e para os mais diversos fins. Seja a produção de insumos agrícolas ecológicos, para uso em práticas modernas de agricultura; o desenvolvimento de biocombustíveis limpos e renováveis, diminuindo a dependência dos combustíveis fósseis; tijolos leves e resistentes que possam beneficiar a construção civil; ou materiais adsorventes que removem contaminantes de águas residuais; entre outros produtos. São exemplos de

esforços científicos que buscam o desenvolvimento e a melhoria de materiais e métodos, visando a resolução de problemas ambientais, como é o caso da gestão de resíduos orgânicos, que impactam direta ou indiretamente a sociedade civil.

5. IMPACTOS SOCIAIS

Neste ponto é importante lembrarmos que, seja no campo da ciência básica (pura) ou das ciências aplicadas, toda a produção científica deve (ou ao menos deveria) ser voltada para o desenvolvimento social, regional e nacional. Em outras palavras, espera-se que a sociedade civil — ‘órgão/entidade’ que financia a ciência e o desenvolvimento científico — receba de volta as tecnologias como retorno dos investimentos feitos por meio do pagamento de impostos e taxas.

Seria como dizer que a sociedade, além de financiar, apresenta seus problemas e, sob demanda, as universidades e institutos de pesquisa elaboram soluções que passam pela ciência. Todos os casos citados ao longo deste capítulo, assim como os outros que veremos neste livro, são problemas que advêm da demanda popular. A sociedade apresenta, por exemplo, o seguinte dilema: minha cidade tem problemas com um certo tipo de resíduo! A universidade então responde: vou analisar seu resíduo e ver a melhor tecnologia ambiental e o melhor material a ser produzido. Uma vez que esse pacto funciona, ganha a universidade, ganha a sociedade e, principalmente, o meio ambiente, que deixa de sofrer as consequências de um descarte inadequado.

Desde o século XIX, período em que as ciências em geral conquistaram seu devido espaço nos ambientes acadêmicos e sociais, uma relação de desenvolvimento tecnológico, socioeconômico, sustentável e humano vem sendo a responsável pelo avanço de diversas áreas do conhecimento e do desenvolvimento científico.

Quando o tema abordado é sobre química, temos uma ciência exata que é associada às fórmulas, cálculos, medidas etc. Mas será que a química é só isso? Quando falamos de tecnologias ambientais, podemos citar o uso de resíduos agrícolas na produção de um material de elevado valor agregado, inclusive financeiro, que é tema das Ciências Econômicas ou da Economia Rural (Agronomia). Se produzimos tijolos a partir de palha de milho e utilizamos na construção de casas populares, estamos falando de desenvolvimento regional, redução do déficit habitacional, da pobreza e da miséria, por exemplo. Se produzimos biodiesel e o adicionamos ao diesel de petróleo, qual a economia gerada? Qual o capital ambiental economizado? Cada problema elencado parte de problemas que não são da ordem química, mas que são abraçados por essa ciência. Em seguida, podemos ver a aplicação destes materiais diretamente ou indiretamente na sociedade civil, resultando nos mais diferentes tipos de retorno. As vezes não estamos falando de química... mas sem a química, nada disso seria possível. Ou seja, em outras palavras, a química permeia os problemas buscando soluções que são vistas e analisadas de forma holística, assumindo um papel de destaque, compartilhando o protagonismo com outras áreas do saber, cada uma trabalhando naquilo que a compete. Um projeto que é escrito e desenvolvido sem pensar no uso ou aplicação real é um projeto incompleto. Pode gerar bons resultados, boas publicações. Porém, se não almejar o retorno social, ao menos no ponto de vista das possibilidades, é um projeto ou trabalho incompleto. Vislumbra o recurso para o desenvolvimento do projeto, mas não considera o financiador, que é o povo brasileiro. Isso se aplica em soluções para problemas diários nas cidades e no campo, seja na agricultura ou na pecuária.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O tema Tecnologias Ambientais é amplo e abrange, de forma interdisciplinar, diferentes saberes e áreas do conhecimento. Nesta introdução, esperamos que o leitor tenha compreendido a importância da tecnologia aplicada ao meio ambiente e suas interfaces.

Cada vez mais é urgente a necessidade do ser humano olhar para a natureza de forma crítica e isenta de mera fornecedora de recursos. Saber reciclar e reutilizar o que é descartado, seja na indústria ou nas atividades rotineiras, é dar uma folga à ‘mãe natureza’ e assumir a função de auto fornecedor de suas próprias matérias-primas, para uso e reuso nos processos que darão origem aos novos materiais de base ecológica e ambiental.

Ao longo dos capítulos deste livro serão abordadas diferentes tecnologias ambientais. Desejamos ao leitor um bom estudo e o melhor proveito desta obra.

LITERATURA RECOMENDADA

- ARPIA, A. A. et al. Sustainable biofuel and bioenergy production from biomass waste residues using microwave-assisted heating: A comprehensive review. **Chemical Engineering Journal**, v. 403, n. 126233, p. 1-22, 2021.
- BECKER, E. L. S. **Solo e ensino**. Vidya, 2005, 25, 73.
- BENTO, L. R. et al. Hydrochar obtained with by-products from the sugarcane industry: Molecular features and effects of extracts on maize seed germination. **Journal of Environmental Management**, v. 281, n. 111878, p. 1-12, 2021.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Qualidade do solo**. Disponível em < <https://cetesb.sp.gov.br/solo/> >. Acesso em jan. 2021.
- EHLERS, E. **Agricultura Sustentável: Origens e perspectivas de um novo paradigma**. São Paulo: Livros da Terra, 1996.
- EHLERS, E. Agricultura Alternativa: uma perspectiva histórica. **Revista Brasileira de Agropecuária**, nº 1, 24-37, 2000.
- FERREIRA, V. F. A **interdisciplinaridade é desejável, mas o modelo não pode ser imposto**. Química Nova 2012, 35, 1899.
- GALAGOVSKY, L. R.; DI GIACOMO, M. A.; ALÍ, S. Estequiometría y ley de conservación de la masa: lo que puede ocultar la simplificación del discurso experto. **Ciência & Educação (Bauru)**, v. 21, n. 2, p. 351–360, 2015.
- HENDRY, R. F. Lavoisier and mendeleev on the elements. **Foundations of Chemistry**, v. 7, n. 1, p. 31–48, 2005.
- HENIEGAL, A. M. et al. Study on properties of clay brick incorporating sludge of water treatment plant and agriculture waste. **Case Studies in Construction Materials**, v. 13, n. e00397, p. 1-13, 2020.
- LANDGRAF, M. D.; MESSIAS, R. A.; REZENDE, M. O. O. **A importância ambiental da vermicompostagem: vantagens e aplicações**, 1a. ed., São Carlos: Rima, 2005.
- LAURENTINO, G. **1808**. São Paulo: Planeta, 2007.
- LEROI-GOURHAN, A. **Pré-História**. São Paulo: EDUSP, 1981.
- LIMA, MR. **O solo no ensino de ciências no nível fundamental**. Ciência Educ, 2005, 11, 383.
- MOREAU, A. M. S. S.; KER, J. C.; Oliveira, J. T.; ARAÚJO, Q. R. **Método de avaliação quantitativa da formação de solos como ferramenta para o ensino da Ciência do Solo**. Caminhos de Geografia, 2007, 8, 184.
- MUGGLER, C. C.; PINTO SOBRINHO, F. A.; MACHADO, V. A. **Educação em solos: princípios, teoria e métodos**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 2006, 30, 733.
- NUNES, RR; BENETTI, F; PIGATIN, LBF; MARTELLI, LFA; REZENDE, MOO. **Experimentos em química do solo : uma abordagem interdisciplinar no ensino superior**. Rev. Virtual Química, 2014, 6, 478.
- POMBO, O. **Interdisciplinaridade e integração de saberes**. Liinc. em Revista 2005, 1, 3.
- SANTOS, M. A Natureza do Espaço: Técnica e Tempo, Razão e Emoção. 4. ed. São Paulo: EDUSP, 2006.
- SILVA, J. C. et al. Vermicomposting corn waste under cultural and climatic conditions of the Brazilian Backwoods. **Bioresource Technology Reports**, v. 15, n. 100730, p. 1-7, 2021.
- SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1989. 329 p.
- SUTTON, M. Doubts and paradoxes. **Chemistry World**, v. 8, n. 4, p. 46–49, 2011.
- TAN, K. H. **Principles of soil chemistry**. New York: Marcel Dekker, 1998. 521 p.
- VAN BRAKEL, J. On the neglect of the philosophy of chemistry. **Foundations of Chemistry**, p. 111–174, 1999.

CAPÍTULO 1

Resíduos Agrícolas: lixo ou matéria-prima?

Maria Lucia Bianchi

A biomassa e suas transformações são temas bastante amplos e permeiam várias áreas da química, física, bioquímica, engenharias etc. Esse capítulo irá tratar, essencialmente, dos resíduos agrícolas (biomassa vegetal), sua constituição básica e sua conversão em diferentes compostos e materiais, utilizando processos químicos e físicos. Os processos enzimáticos de conversão e a geração de energia limpa a partir da biomassa não serão tratados aqui, pois merecem um capítulo à parte devido à magnitude do tema.

1. INTRODUÇÃO: A BIOMASSA NÃO É LIXO

Rotular toda a biomassa vegetal resultante do processamento e beneficiamento de produtos agrícolas e florestais de lixo, não é correto nem inteligente. Tomemos como exemplo nosso planeta, que não produz nenhum lixo. Quando algo não é mais útil a Terra aproveita, utiliza como matéria-prima, e todo o ciclo se inicia novamente. Quem produz lixo é o Homem.

Às vezes, muito conhecimento, empenho e verba são utilizados no desenvolvimento de tecnologias extremamente elaboradas, para produzir materiais incríveis que, depois de usados, são descartados e viram lixo, muitas vezes, tóxicos. Gastamos muitos recursos e investimento para produzir lixo e depois, gastamos mais ainda tentando remediar seus efeitos nocivos no solo, nas águas e no ar e, entre uma coisa e outra, perdemos a saúde, a fauna e a flora do planeta. Não seria mais lógico pensar em produtos inteligentes e seguros que, após o uso, retornassem para a cadeia produtiva ou se tornassem nutrientes?

Se por um lado buscam-se tecnologias inovadoras e materiais inimagináveis para aplicações ainda não pensadas, por outro, desperdiça-se matéria-prima nobre, abundante e barata: os resíduos agrícolas e agroindustriais.

Nesse texto daremos ênfase aos resíduos agrícolas de fonte vegetal (biomassa vegetal), não esquecendo que biomassa compreende todo material lignocelulósico (vegetal), lixo orgânico (papel, restos de frutas etc.), resíduos agroindustriais (resíduos da indústria do couro e da pesca por exemplo) e dejetos de animais.

Assim, podemos afirmar com certeza que a biomassa não é lixo, e sim matéria-prima para obtenção de diferentes materiais, energia, fertilizantes, insumos, combustíveis etc. O grande desafio é transformar a biomassa nesses itens, levando em consideração a efetividade e não somente a eficiência do produto ou processo. A eficiência está relacionada a fatores econômicos e, num primeiro momento, ambientais. Já a efetividade está relacionada a fatores econômicos, sociais e ambientais e, a longo prazo, estabelece vias de acesso à sustentabilidade. O óbvio seria fazer como a natureza faz, projetar ou pensar um produto que, depois de sua vida útil torna-se matéria-prima para outro produto/processo. Assim, o sistema seria comercialmente produtivo, socialmente benéfico e ecologicamente inteligente.

Já a algum tempo existe a preocupação em se trabalhar com tecnologias limpas e matéria-prima renovável, buscando a eficiência e sustentabilidade. A definição mais conhecida de desenvolvimento sustentável foi publicada em 1987, no Relatório Brundtland e diz: “desenvolvimento que busca atender às necessidades da geração atual sem comprometer a capacidade das gerações futuras de atender suas próprias necessidades” (NAÇÕES UNIDAS, 2021).

Nessa definição fica implícita a ideia de uso consciente dos recursos naturais para que não se esgotem. Porém, ainda perpetuamos a cultura de produção linear e não circular (Figura 1).

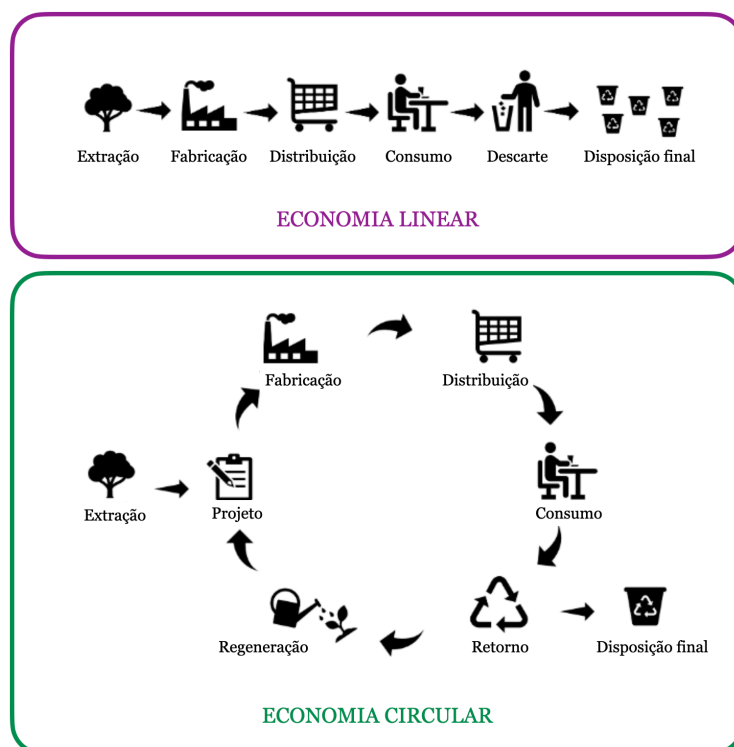


Figura 1. Esquema de economia linear (do berço ao túmulo) e economia circular (do berço ao berço).

FONTE: Baseado em McDonough e Braungart (2002).

Assim, no desenvolvimento de tecnologias ambientais, deve-se pensar não somente no produto ou processo gerado, mas também o que esse produto pode oferecer depois de sua vida útil e como ele pode contribuir para a perpetuação do ciclo. Somente o fato de utilizar matéria-prima renovável não é suficiente, os impactos econômicos, sociais e ambientais também devem ser levados em consideração.

Esse é um longo caminho que ainda temos que percorrer, e, para isso, precisamos conhecer profundamente a biomassa vegetal, seus constituintes químicos e como transformá-los, utilizá-los e reaproveitá-los, sem prejuízos ao meio ambiente. Para que esse processo gere avanços realmente positivos, como diminuição do uso de substâncias tóxicas e das emissões de poluentes, os 12 Princípios da Química Verde (ANASTAS, 1998) devem ser considerados. São eles:

1. Prevenção: evitar a formação de resíduos é mais barato que tratá-los,
2. Eficiência de átomos: priorizar metodologias de síntese que incorporem todos (ou a maior parte) os materiais de partida no produto,
3. Síntese de produtos menos perigosos: usar matérias-primas e gerar produtos com pouca ou nenhuma toxicidade ao homem e ao meio ambiente,
4. Desenho de produtos seguros: gerar produtos que realizem a função desejada e ao mesmo tempo não sejam tóxicos,
5. Uso de solventes e auxiliares seguros: evitar o uso dessas substâncias, porém, se for necessário usá-las, elas devem ser inócuas ou facilmente reutilizadas,
6. Busca pela eficiência de energia: priorizar processos conduzidos à temperatura e pressão ambientes,
7. Uso de fontes de matéria-prima renováveis: priorizar o uso da biomassa como matéria-prima,
8. Evitar a formação de derivados: evitar processo que envolvam intermediários ou uso de bloqueadores, proteção/desproteção etc. pois podem gerar resíduos,
9. Catálise: priorizar o uso de catalisadores em substituição aos reagentes estequiométricos,
10. Desenho para a degradação: os produtos gerados, depois de utilizados, devem degradar-se em substâncias inócuas,
11. Análise em tempo real para a prevenção da poluição: fazer o monitoramento e controle dos processos em tempo real para detectar a formação de substâncias nocivas, e
12. Química intrinsecamente segura para prevenção de acidentes: utilizar substâncias e processos de maneira a minimizar os riscos de acidentes como vazamentos, incêndios e explosões.

Essa ideia ambiciosa aqui descrita faz parte de algo bem maior. Em setembro de 2015, a Organização das Nações Unidas (ONU), propôs a Agenda 2030 (PNDU BRASIL, 2021), um documento composto por 17 objetivos de

desenvolvimento sustentável e 169 metas, para que os países parceiros alcancem, até 2030, o desenvolvimento sustentável em todos os âmbitos. (Figura 2).

Para que essa transição ocorra, um conjunto de ações devem ser planejadas e executadas e, uma delas, é a utilização da biomassa residual, gerada das práticas agroindustriais, como matéria-prima. Esse tema é tão relevante que aparece em, pelo menos, 6 dos 17 objetivos (Tabela 1).



Figura 2. Os 17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS).

FONTE: PNDU Brasil (2021).

Tabela 1. O uso dos resíduos agrícolas como estratégia para alcançar os objetivos de desenvolvimento sustentável.

OBJETIVO	ESTRATÉGIAS
2	Uso dos resíduos como adubo, fonte de renda, geração de energia.
6	O uso dos resíduos evita o descarte e, conseqüentemente, a contaminação de solo e águas.
7	A biomassa pode ser utilizada na geração de energia de fonte renovável.
9	Implantação de biorrefinarias que fazem uso dos resíduos agrícolas gerando inovação e empregos.
12	A gestão sustentável e uso eficiente dos resíduos agrícolas, evitando o desperdício. Manejo dos resíduos.
13	Uso dos resíduos na geração de energia limpa, reduzindo o impacto na geração de gases do efeito estufa.

FONTE: PNDU Brasil (2021).

2. RESÍDUOS AGRÍCOLAS

Apesar do grande potencial da biomassa, ainda não existem tecnologias viáveis economicamente para o uso integral desse material. Isso porque, além da grande diversidade de resíduos, existe a dificuldade em se separar seus constituintes (celulose, hemiceluloses e lignina) da parede celular. Sem falar na sazonalidade e regionalidade de produção e, conseqüentemente, na dificuldade de obtenção dos resíduos, em quantidades adequadas, durante todo o ano. Apesar desses fatores promoverem um distanciamento no que diz respeito à utilização integral dos resíduos, também motivam pesquisadores do mundo todo a buscar soluções.

A variedade e quantidade de resíduos agrícolas gerados ao redor do mundo é muito grande (Tabela 2). Além disso, a colheita de cada cultura gera diferentes resíduos. A cana de açúcar gera o bagaço e a palha; do café temos a casca, o pergaminho e a polpa; da laranja, o bagaço e a casca. Muitos desses resíduos são deixados nos campos e desempenham papel fundamental na manutenção da fertilidade do solo, porém, um excesso deles apodrecendo sobre o solo, podem causar diversos problemas ambientais.

Um outro desafio na utilização da biomassa residual é a otimização da logística, custo da coleta, enfardamento e transporte até as biorrefinarias. Isso porque os resíduos são gerados em diferentes localidades e, geralmente, possuem baixa densidade, alta umidade e são muito propensos ao ataque de fungos.

Tabela 2. Correlação entre a produção anual global de algumas culturas e a geração de resíduos.

PLANTAÇÃO	MAIORES PRODUTORES MUNDIAIS	PRODUÇÃO REGIONAL	PRODUÇÃO GLOBAL	RESÍDUO GLOBAL*
		%	t	t
Cana-de-açúcar	Brasil	41	$1,89 \times 10^9$	$4,73 \times 10^8$
	Índia	18		
	China	6		
	Tailândia	5		
	Paquistão	3		
Café	Brasil	33	$9,22 \times 10^6$	$3,67 \times 10^6$
	Vietnã	16		
	Colômbia	8		
	Indonésia	7		
	Etiópia	5		
Laranja	Brasil	24	$7,32 \times 10^7$	$4,29 \times 10^7$
	China	12		
	Índia	10		
	EUA	7		
	México	6		
Soja	EUA	35	$3,35 \times 10^8$	$2,98 \times 10^8$
	Brasil	28		
	Argentina	17		
	Índia	4		
	China	3		
Feijão	Miamar	19	$2,68 \times 10^7$	$3,66 \times 10^5$
	Índia	14		
	Brasil	10		
	EUA	5		
	Tanzânia	4		
Milho	EUA	36	$1,06 \times 10^9$	$7,48 \times 10^8$
	China	22		
	Brasil	6		
	Argentina	4		
	México	3		
Algodão	China	25	$6,54 \times 10^7$	$9,18 \times 10^7$
	Índia	22		
	EUA	15		
	Paquistão	8		
	Brasil	5		

* Resíduos em geral: bagaço, cascas, polpas, palhas, talos, folhas, sabugo.

FONTE: Andrade et al. (2021).

Dados numéricos são sempre mais impactantes, e os apresentados na Tabela 2, sobre a disponibilidade de alguns resíduos agrícolas por região, nos fazem refletir sobre a grandeza do desafio que temos pela frente, principalmente no Brasil. A absorção efetiva desses milhões de toneladas de resíduos agrícolas pelas biorrefinarias, na preparação de diferentes materiais e insumos, pode significar diminuição no uso de alguns recursos não renováveis. Com isso teremos a chance de aliviar, mesmo que timidamente, o fardo que temos sido ao nosso Planeta.

Uma conta simples utilizando os dados da tabela nos mostra que a quantidade global de resíduos agrícolas gerados está na ordem de 1,6 bilhão de toneladas. O Brasil, sozinho, produz mais de 20% desse montante.

Do ponto de vista ambiental, social e econômico, devemos empregar esforços no desenvolvimento de rotas “verdes” de conversão dessa biomassa residual em produtos de valor agregado. Não que isso seja uma novidade. Centenas de artigos científicos abordando esse tópico podem ser obtidos rapidamente num site de busca. Milhares de dados adquiridos a partir dessas pesquisas de laboratório podem ser acessados facilmente.

As ideias são muitas, porém, faltam incentivos e investimentos para colocar essas ideias em prática e fazer o escalonamento desses processos, ou seja, atingir o grau de maturidade industrial dessas tecnologias para que elas possam ser implementadas. Isso porque os resultados obtidos nas bancadas dos laboratórios não representam os resultados da produção em larga escala, em fábricas que utilizam toneladas de matéria-prima.

O Brasil é uma nação com elevado índice de produção agrícola e, por conseguinte, de resíduos. Além da imensa quantidade de material vegetal residual, temos também uma variedade muito grande deles. Sem contar os mais comuns como bagaço e cana-de-açúcar e cascas de café temos resíduos de dendê, de piaçava, de cupuaçu, de mandioca, dentre outros. Negligenciar esses materiais não é inteligente nem vantajoso. Fazer sua caracterização detalhada e propor rotas de conversão sim, isso possibilitaria obter produtos a preços de mercado competitivos.

3. BRASIL, BIOMASSA E BIORREFINARIAS

Recorrendo um pouco à história, no início da década de 70 instala-se a crise do petróleo e o mundo toma consciência de que essa fonte de riquezas não é inesgotável. Esse reconhecimento da situação promove o desenvolvimento tecnológico e a busca por alternativas para o petróleo (STOLF e OLIVEIRA, 2020). O Brasil foi um dos pioneiros nessa área, e, no final da mesma década, o carro a álcool já era uma realidade (Figura 3).



FONTE: <http://g1.globo.com/Noticias/Carros/0,,MUL1234087-9658,00.html>



FONTE: <http://www.canaonline.com.br/conteudo/o-combustivel-que-mudou-nossa-historia.html>

Figura 3. Primeiro carro a álcool do Brasil (1979). Na época, um dos poucos postos de venda de etanol.

Hoje já produzimos o etanol de segunda geração, obtido não do caldo da cana-de-açúcar, mas sim do resíduo dessa produção, o bagaço. Para que isso fosse possível, muitos cientistas se debruçaram na observação profunda da Natureza e, motivados pela perfeição de seus processos, se desdobraram na busca por alternativas. Tivemos sucesso pelo simples fato de hoje, olharmos para os resíduos agrícolas e enxergarmos um mundo de possibilidades. Porém, muito ainda tem que ser feito.

Além da relevância do Brasil na produção de biocombustíveis, é indiscutível sua influência no mundo quando o assunto é alimento. Um estudo realizado pela EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária) mostrou que nosso país alimenta nada menos que 10% da população global. Esse documento também traz projeções para 2030, que indicam aumento nas demandas de água (50%), energia (40%) e alimentos (35%), reflexos, principalmente, da expansão populacional e aumento da longevidade (EMBRAPA, 2018).

Como grande produtor e exportador de produtos agrícolas e florestais, o Brasil gera milhões de toneladas de resíduos agroindustriais, biomassa vegetal oriunda do processamento e beneficiamento de alimentos e outros produtos. Por um lado, essa situação pode parecer preocupante, pois os resíduos têm capacidade de causar graves problemas ambientais, se não forem dispostos de maneira adequada, poluindo o solo e as águas. Por outro lado, estamos diante de uma fonte inesgotável de matéria-prima, com alto potencial de uso.

Inúmeros trabalhos (ANDRADE *et al.*, 2021; MENESES *et al.*, 2020; PHILIPPINI *et al.*, 2020; CORATO *et al.*, 2018) mostram que é possível preparar muitos insumos, que hoje provêm do petróleo, a partir dos constituintes da biomassa. Isso é excelente, podemos obter produtos idênticos, sem utilizar o petróleo! Seria isso uma vantagem? Apesar de utilizar matéria-prima renovável, muitos materiais poluentes e não biodegradáveis continuam sendo produzidos. Um exemplo é o plástico verde ou polietileno verde. O polietileno é obtido a partir da polimerização do etileno e esse, por sua vez, pode ser obtido a partir de diferentes fontes: da desidratação do etanol de cana-de-açúcar ou a partir do craqueamento do petróleo (Figura 4). Independente da fonte (renovável ou não), o polímero produzido continua sendo não biodegradável. Sem dúvida o polietileno verde é a melhor escolha, porém, mais vantajoso seria inovar e criar materiais diferentes, apostando na diversidade e quantidade da biomassa disponível.

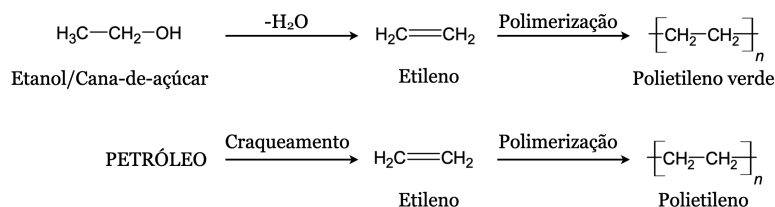


Figura 4. Síntese de polietileno a partir do etanol de cana-de-açúcar e a partir de etileno do petróleo. Mesmo produto obtido de diferentes fontes, uma renovável e outra não.

Redefinir o problema é uma boa estratégia para promover a inovação. Pensar que o problema não é a futura falta de petróleo e sim o excesso e diversidade de resíduos agroindustriais, estabelece o foco no desenvolvimento de tecnologias de transformação da biomassa e não somente na obtenção de substitutos para o petróleo. Ao se trabalhar dessa maneira, é possível, até mesmo, alcançar sucesso nas duas abordagens.

A transformação da biomassa, seja ela residual ou não, pode ser realizada nas chamadas biorrefinarias. Segundo a Agência Internacional de Energia (IEA Bioenergy, 2021), biorrefinaria é uma instalação onde ocorre o processamento sustentável de biomassa em um espectro de produtos de base biológica (alimentos, ração, produtos químicos, materiais) e bioenergia (biocombustíveis, energética, calor). Conceito esse, muito parecido com o das refinarias nas quais, a partir do petróleo são gerados insumos químicos, combustíveis dentre outros produtos. Assim, as usinas de álcool e açúcar, as indústrias de papel e celulose e as beneficiadoras de soja, são biorrefinarias.

Percebe-se que, cada biorrefinaria utiliza uma biomassa diferente e, portanto, os processos e rotas tecnológicas utilizados e os produtos obtidos são variados. Enquanto as refinarias utilizam o petróleo, as biorrefinarias utilizam a biomassa com o mesmo objetivo: obter diversos produtos. Porém, diferente do petróleo, a diversidade da biomassa é enorme e cada biorrefinaria deve ser projetada levando-se em consideração o material a ser utilizado e o produto a ser obtido.

Além da variedade da biomassa existe também a heterogeneidade dos constituintes dessa biomassa. A desconstrução das fibras vegetais gera compostos distintos, que devem ser tratados com diferentes tecnologias para produzirem materiais variados. Assim, surge o conceito das biorrefinarias integradas (ARESTA *et al.*, 2012). Nesse sistema, tem-se várias biorrefinarias dentro de uma só, cada uma utilizando tecnologia dedicada para a transformação da biomassa em um produto diferente. Um exemplo seria uma biorrefinaria integrada que produzisse etanol, açúcar, energia e celulose a partir de uma única matéria-prima: a cana de açúcar. Nesse caso produz-se o açúcar a partir do caldo da cana, produz-se o etanol a partir da fermentação do caldo, produz-se a celulose a partir da digestão do bagaço e da palha da cana, produz-se o etanol de segunda geração a partir da hidrólise da celulose e produz-se energia a partir da queima do excedente de bagaço e palha. Nesse caso ainda temos a sobra da lignina (proveniente do processo de digestão do bagaço e da palha) que pode ser pirolisada para produção de bio-óleo ou oxidada para produção de polifenóis. O uso de várias tecnologias seria viável, uma vez que compostos de alto valor agregado seriam produzidos.

O conhecimento do mapa de produção do Brasil oferece informações de quais os principais resíduos gerados em cada região. A integração dessas informações favorece o planejamento e tomada de decisão relacionados aos resíduos agrícolas para aumentar a renda e diminuir os impactos ambientais locais. Isso parece óbvio, mas não é. No início dos anos 2000, no sul do Brasil, algumas fábricas de carvão ativado começaram a utilizar casca de coco da Bahia como matéria-prima, devido à falta de madeira na região.

O manejo e a boa gestão dos resíduos agrícolas gerados na região, além dos conhecimentos das tecnologias adequadas para sua utilização, seria o suficiente para evitar essa situação.

Então, como citado anteriormente ao longo desse texto:

- se já existem tantos trabalhos científicos relacionados ao estudo e caracterização de diferentes biomassas;

- se já existem inúmeros trabalhos científicos relacionados ao desenvolvimento de rotas de conversão de biomassas em insumos;
- se a matriz energética mundial é cada vez mais dependente da biomassa;
- se a população está cada dia mais atenta ao consumo de produtos “verdes” que sejam biodegradáveis, não poluentes, recicláveis etc.;
- se o uso dos resíduos agrícolas não afeta a oferta de alimentos;
- se o uso da biomassa reduz o impacto na geração de gases do efeito estufa;
- se o uso de produtos de fontes renováveis tem obtido ótima aceitação e reconhecimento no mercado;

Por que ainda estamos longe de oferecer um futuro mais sustentável para as próximas gerações? Para responder a essa pergunta temos que conhecer mais profundamente a constituição da biomassa vegetal.

4. MATERIAIS LIGNOCELULÓSICOS E SUA CONSTITUIÇÃO

Toda biomassa vegetal, incluindo os resíduos agrícolas, pode ser chamada de material lignocelulósico, pois é composta, basicamente, por celulose, hemiceluloses e lignina. A grama do jardim e a árvore do pau-brasil, o algodão e o bagaço da cana-de-açúcar, a bromélia e o tronco do eucalipto, são todos constituídos de celulose, lignina e hemiceluloses, em diferentes proporções. Além desses três componentes macromoleculares principais (constituintes da parede celular das plantas), existem inúmeros outros compostos de menor massa molar como proteínas, graxas, açúcares, sais, óleos essenciais, compostos aromáticos etc., que dão, a cada vegetal, características e propriedades distintas.

4.1. Celulose

Polímero natural, renovável e mais abundante do planeta, a celulose é um homopolissacarídeo, constituído por unidades de β -D-glicose que se repetem, formando uma cadeia linear, sem ramificações. Duas moléculas adjacentes de β -D-glicose são ligadas, por eliminação de uma molécula de água, entre seus grupos hidroxilas (OH) dos carbonos C1 e C4, formando um dissacarídeo, a celobiose. Várias unidades de celobiose formam uma cadeia de celulose (Figura 5). O tamanho da cadeia celulósica é normalmente dado pelo grau médio de polimerização, que corresponde ao número de unidades de β -D-glicose presentes na cadeia.

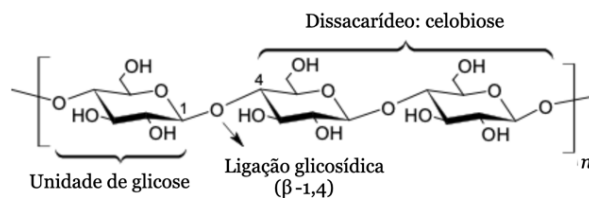


Figura 5. Esquema de uma cadeia de celulose.

As cadeias de celulose formam inúmeras ligações de hidrogênio intramoleculares (interação entre O e H de uma mesma molécula) e intermoleculares (interação entre O e H de moléculas diferentes) que favorecem a orientação e organização dessas cadeias (Figura 6a).

Essa organização resulta na formação de regiões cristalinas na estrutura da celulose, que possuem características distintas das regiões amorfas (Figura 6b). As regiões cristalinas são mais resistentes tanto química quanto mecanicamente. Já a região amorfa é mais susceptível ao ataque químico e aqueles provocados por fungos e bactérias.

Por ser um material resistente, renovável, semicristalino, biodegradável e biocompatível, a celulose é utilizada para os mais diferentes fins e está presente em muitos produtos do nosso dia a dia.

Na forma mais básica é encontrada em tecidos, papeis, papelão, algodão e gaze. Com pequenas modificações química da celulose obtêm-se compostos como celofane, caboximetilcelulose (CMC utilizado na indústria de alimentos), acetato de celulose etc. Mas a celulose também é utilizada na preparação de materiais elaborados como pele artificial, medicamentos de liberação controlada, nanocristais de celulose, peneiras moleculares dentre outros (ROJAS, 2016).

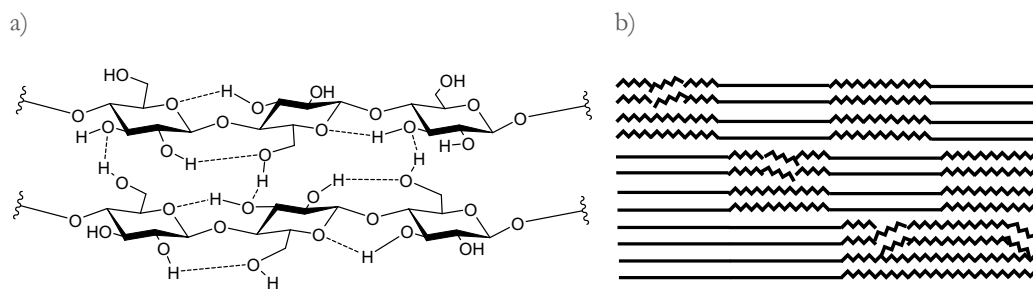


Figura 6. a) Ligações de hidrogênio intra e intermoleculares. b) Esquema das regiões amorfas (desordenadas) e cristalina (ordenadas) da celulose.

4.2. Lignina

Outro constituinte da parede de células vegetais é a lignina, composto amorfo formado por uma rede de ligações químicas entre diferentes unidades fenilpropânicas (Figura 7a).

A biossíntese da lignina ocorre a partir da polimerização desidrogenativa, catalisada por enzimas, de três unidades fenilpropânicas básicas: hidroxifenil, guaiacil e siringil (Figura 7b), formando uma estrutura não linear, heterogênea e bastante ramificada (Figura 7c) (SHARMA e KUMAR, 2020).

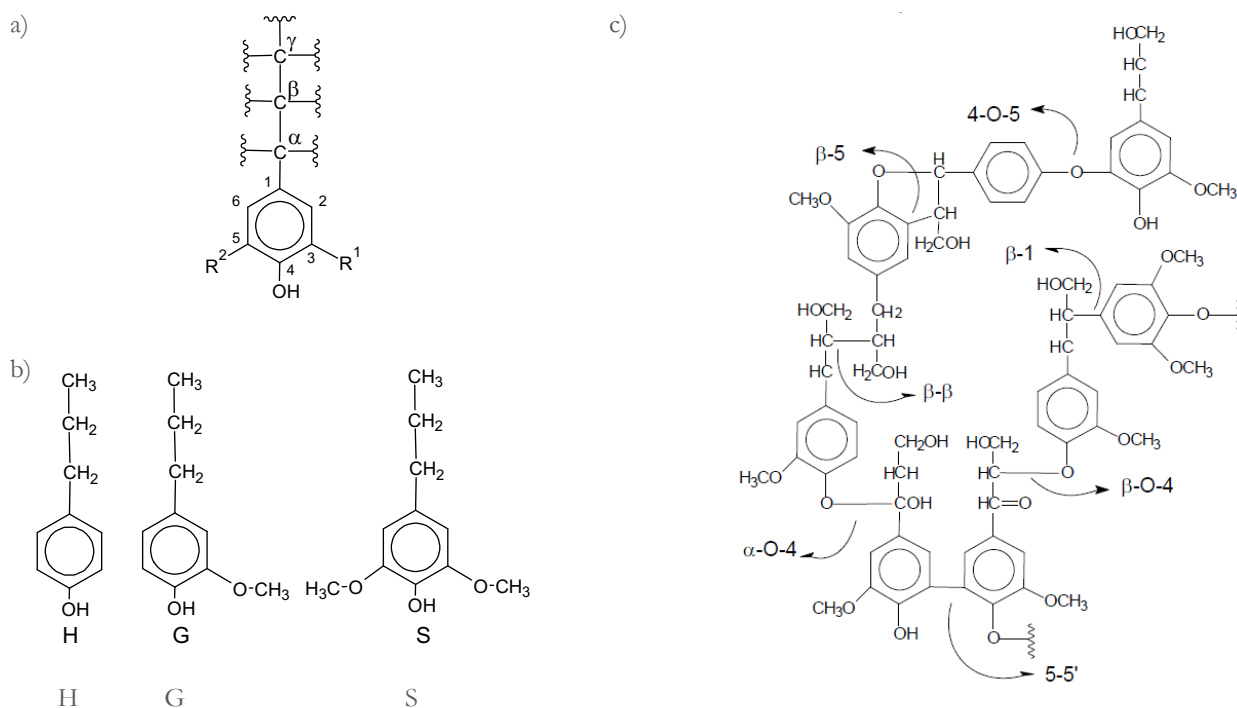


Figura 7. a) Estrutura de uma unidade fenilpropânica; b) Três unidades básicas formadoras da macromolécula de lignina: H - hidroxifenil, G - guaiacil, S - siringil; c) Fragmento da estrutura da lignina, com destaque para as principais ligações químicas.

Diferente da celulose, que é um polissacarídeo com grande afinidade por água, a lignina é um polifenol hidrofóbico. Ela reduz a permeabilidade da parede celular e aumenta sua rigidez, desfavorecendo a absorção de água e o ataque de insetos e microrganismos. Além disso, tem a propriedade de absorver radiação UV.

Fonte renovável de compostos aromáticos, a lignina pode ser utilizada na preparação de combustíveis, solventes, reagentes químicos e polímeros. Atualmente as indústrias de polpa celulósica utilizam a lignina, coproduto da produção, como combustível na geração de energia para a própria fábrica. Porém, o potencial da lignina na obtenção de compostos e produtos de maior valor agregado é grande e inúmeras pesquisas vem sendo desenvolvidas com esse fim. A despolimerização da lignina

gera compostos aromáticos de menor massa molar e, muitos desses compostos são largamente utilizados nos mais diferentes segmentos das indústrias (ARESTA, 2012).

4.3. Hemiceluloses

O terceiro constituinte mais presente na parede celular de vegetais são as hemiceluloses ou poliose, que não constituem uma única substância, mas sim, uma mistura de polissacarídeos de baixa massa molar. As hemiceluloses são heteropolissacarídeos pois são formadas por diferentes unidades de açúcares (Figura 8).

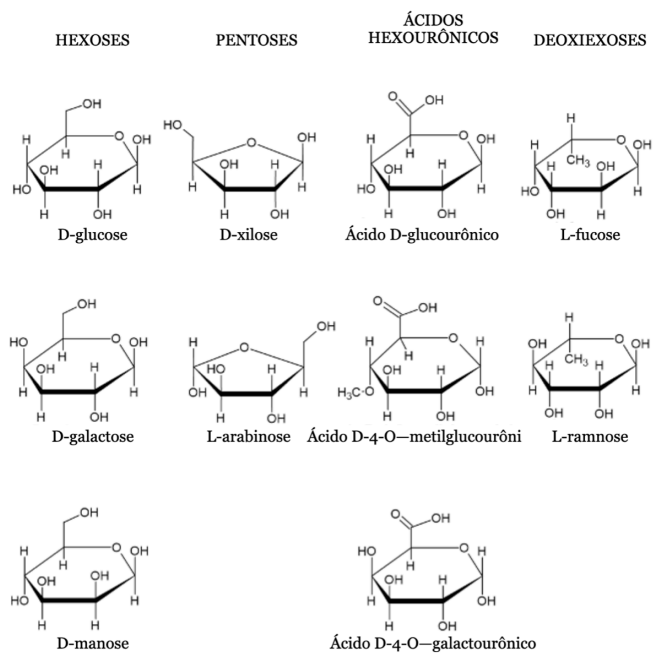


Figura 8. Principais unidades de açúcares que compõem as cadeias de hemiceluloses.

Essas diferentes unidades de açúcares se ligam por meio de ligações β -1,4, formando cadeias ramificadas (Figura 9). O grau de polimerização (relacionado ao tamanho da cadeia) das hemiceluloses é menor que o da celulose, além disso, suas cadeias não são organizadas, não formam arranjo fibroso e são totalmente amorfas.

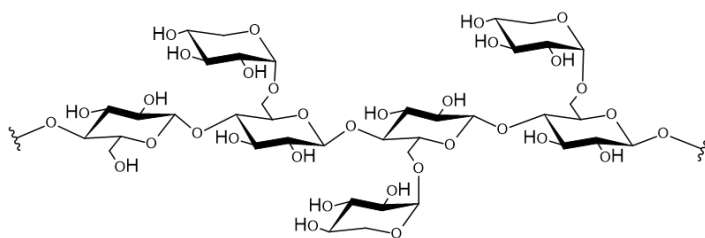


Figura 9. Estrutura de uma xiloglucana. Cadeia base formada por unidades de glicose com ramificações de unidades de xilose.

A combinação de celulose e hemiceluloses é chamada de holocelulose, material rico em grupos hidroxilas (OH), responsáveis pela formação das ligações de hidrogênio e pela absorção de umidade. Essas cadeias de carboidratos também estão associadas à lignina por ligações covalentes, formando os complexos lignina-carboidratos.

A composição das hemiceluloses varia com a espécie da planta, com o local em que se encontra na planta (folhas, galhos, raiz) e até mesmo com a posição (camada) que ocupa na parede celular. Devido a essa complexidade, é difícil compreender a organização estrutural das hemiceluloses e sua real função nas plantas (KUMAGAI e ENDO, 2018).

4.4. Extrativos

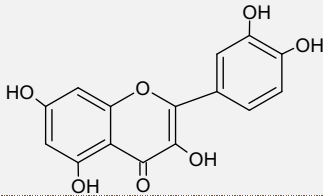
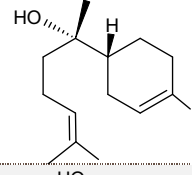
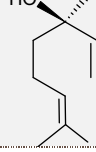
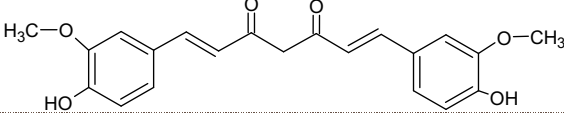
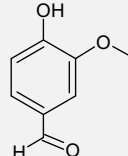
Os extrativos são compostos orgânicos, solúveis em solventes orgânicos ou água, ou volatilizados a vapor, pertencentes a diferentes classes tais como ácidos graxos, ésteres, álcoois, fenóis, esteroides, terpenos, flavonoides, hidrocarbonetos, entre outros.

Esses compostos são responsáveis pelas características das plantas como cheiro, cor, sabor, resistência ao apodrecimento, inflamabilidade etc. Cada composto possui propriedades específicas e podem ser utilizados na preparação de fungicidas, calmantes, analgésicos, e muitos outros produtos.

Existem centenas de compostos extraídos de plantas que são utilizados pelas indústrias farmacêuticas, alimentícias, de polímeros e de cosméticos, na produção dos mais variados produtos. Alguns desses extrativos, devido à demanda e dificuldade de extração de suas fontes naturais, são sintetizados. Um exemplo é a vanilina, componente principal da essência da baunilha, aromatizante muito utilizado na indústria alimentícia.

Outros extrativos como os flavonoides são utilizados como conservantes e aromatizantes, os carotenoides como antioxidantes, os terpenos possuem inúmeras propriedades medicinais, além de serem aplicados na síntese de resinas. A Tabela 3 apresenta alguns exemplos de extrativos, suas propriedades e estrutura.

Tabela 3. Alguns extrativos obtidos de plantas.

COMPOSTO	PROPRIEDADES	ESTRUTURA
Quercetina	Fungicida, antioxidantes	
α -bisabolol	Anti-inflamatório, cicatrizante	
Linalol	Calmante, analgésico, ansiolítico	
Curcumina	Antioxidante, estimulante, aromatizante, anti-inflamatório	
Vanilina	Aromatizante	

4.5. Cinzas

As plantas necessitam de diversos compostos inorgânicos para garantir seu bom desenvolvimento e produção de flores e frutos. Esses inorgânicos possuem funções associadas ao sistema fisiológico das plantas e são constituídos, basicamente, por sulfatos, oxalatos, carbonatos e silicatos de cálcio, potássio e magnésio, além de outros sais em quantidades menores.

Quando da combustão da matéria orgânica, a matéria inorgânica remanescente é chamada de cinzas. A porcentagem de cinzas nos materiais lignocelulósicos é bastante variada e depende da planta, do estágio de desenvolvimento, da parte da planta (casca, galho, raiz), do local de plantio, da adubação, dentre outros.

Esses compostos inorgânicos, se em grandes quantidades, podem dificultar ou até inviabilizar o uso do material lignocelulósico para determinado fim. A porcentagem de cinzas pode ser elevada, principalmente em cascas e palhas de cereais. A casca de arroz, por exemplo, possui aproximadamente 22% de cinzas (ECN, 2021), sendo a maioria constituída de sílica. Devido a isso, esse material tem baixo valor comercial e não pode ser utilizado na alimentação animal.

A biomassa lignocelulósica e, por conseguinte, os resíduos agroindustriais e florestais, possuem composição bastante variada, necessitando de estudos detalhados e análises para determinação de seus constituintes. Informações que levem a identificar a melhor aplicação ou quais os possíveis produtos a serem obtidos a partir de determinada biomassa são de extrema importância. Soma-se a isso o desenvolvimento de tecnologias ambientais inovadoras que facilitem a desconstrução do material lignocelulósico em seus constituintes e teríamos o desdobramento de uma ciência mais holística, preocupada não somente com a eficiência dos produtos e processos, mas também com a efetividade a longo prazo. Isso implica no compromisso com a sustentabilidade e no conhecimento do ciclo de vida do produto. Dessa maneira, abrem-se caminhos sólidos para o desenvolvimento de insumos, materiais e combustíveis a partir de matéria-prima renovável, abundante e de baixo custo, muitas vezes negligenciada e chamada de lixo.

4.6. Estrutura da parede celular

Agora que já conhecemos um pouco sobre a celulose, as hemiceluloses e a lignina isoladamente, vamos entender como esses componentes estão associados e distribuídos na parede celular.

A parede das fibras possui várias camadas. A mais externa, parede primária, é constituída por microfibrilas de celulose envolvidas por hemiceluloses e lignina, além de possui também pectinas e proteínas. A parede secundária, a mais espessa, é onde encontramos a maior parte da celulose, porém também encontramos hemiceluloses e lignina. A lamela média é composta, basicamente, por lignina, que age como um agente cimentante, unindo uma fibra a outra (Figura 10).

Para formar as fibras, várias cadeiras de celulose (Figura 5) se unem, por meio de ligações de hidrogênio, formando microfibrilas, que possuem regiões amorfas e regiões cristalinas (Figura 6) e estão envoltas por hemiceluloses e lignina. Num segundo momento, várias microfibrilas se agregam, dando origem às fibrilas que, por sua vez, se juntam para formarem as fibras. Esse processo de construção produz um material fibroso, muito resistente à tração o qual damos o nome de celulose (ROJAS, 2016).

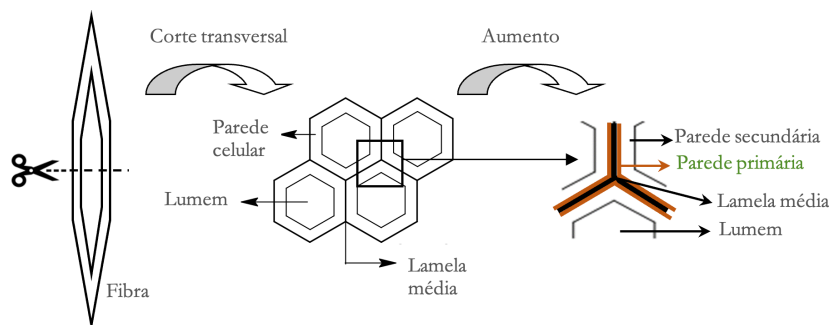


Figura 10. Esquema do corte transversal de uma fibra.

Parte das cadeiras de celulose que formam as microfibrilas estão ligadas quimicamente à lignina e às hemiceluloses por meio de ligações do tipo éster e do tipo éter. Dessa maneira, os materiais constituintes das fibras estão todos reunidos e ligados uns aos outros, tanto física quanto quimicamente. Por esse motivo, a desconstrução desse material para a obtenção da celulose, hemiceluloses e lignina, isolados, não é um processo simples.

5. CONVERSÃO DE RESÍDUOS AGRÍCOLAS EM PRODUTOS DE VALOR AGREGADO

Apesar do imenso potencial dos resíduos agrícolas (Figura 11) e do apelo sustentável de sua utilização, a maioria das tecnologias disponíveis para sua conversão em diferentes produtos ainda não estão suficientemente maduras, nem são economicamente viáveis. Isso responde, em parte, à pergunta “Por que ainda estamos longe de oferecer um futuro mais sustentável para as próximas gerações?”

Quando um produto obtido a partir de uma nova tecnologia (mais limpa) é lançado no mercado ele, provavelmente, terá um preço maior que seu concorrente obtido a partir de tecnologias convencionais (porém, às vezes, mais poluente). É necessário um período longo para que o produto tenha aceitação no mercado. Isso contribui para que o ritmo da difusão da inovação seja mais lento do que gostaríamos.

Apesar desse cenário, aos poucos essas tecnologias ambientais favoráveis vão se estabelecendo. Podemos citar o uso do etanol como combustível em carros no final da década de 70 e, mais recentemente, a produção industrial do etanol de segunda geração, produzido a partir do bagaço e da palha de cana-de-açúcar. Uma das vantagens do uso dos resíduos é o aumento da produtividade em etanol sem que, para isso, seja necessário o aumento da área plantada de cana-de-açúcar.

A conversão da biomassa lignocelulósica em diferentes produtos é feita com o uso tecnologias variadas que podem envolver processos químicos (agentes oxidantes, ácidos, álcalis, solventes orgânicos), físicos (moagem, picagem), físico-químicos (explosão a vapor, hidrotermólise), biológicos (uso de fungos, enzimas) ou processos combinados. A Figura 11 apresenta alguns dos produtos que podem ser obtidos nas biorrefinarias a partir da conversão de biomassa lignocelulósica.

Além disso, podemos utilizar os resíduos na sua forma integral (sem a separação de seus constituintes), como na produção de bioadsorventes, carvão ativado e biocarvão (biochar). A seguir serão dados alguns exemplos das possíveis transformações dos resíduos agrícolas e seus constituintes em diferentes materiais e compostos.

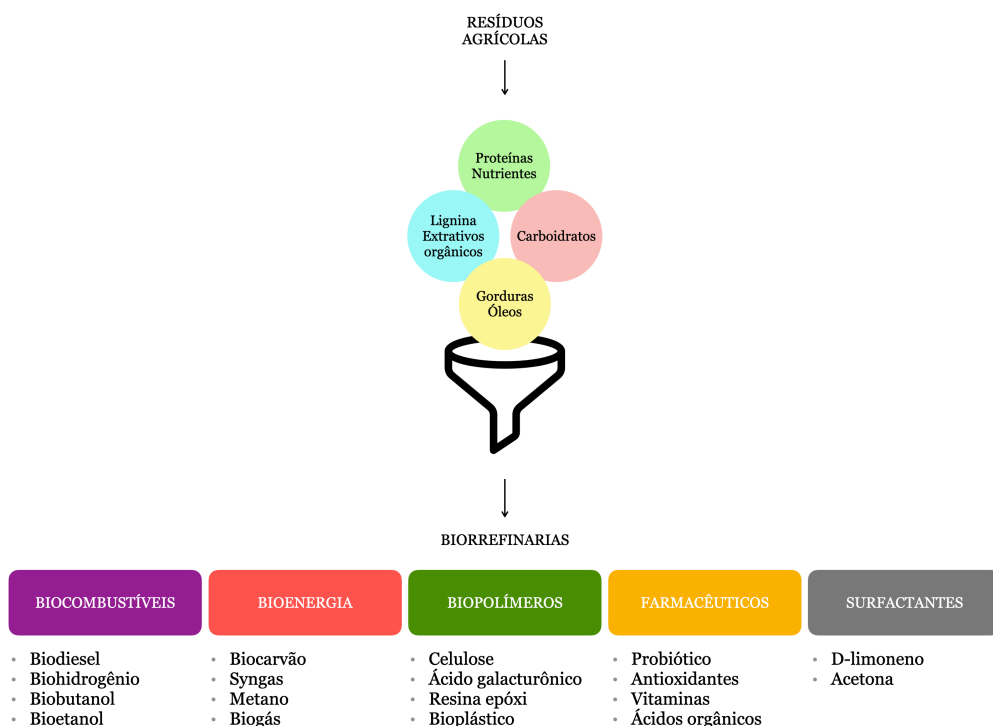


Figura 11. Produtos obtidos da conversão de resíduos lignocelulósicos em biorrefinarias.

FONTE: Andrade *et al.*, 2021

5.1. Carvão Ativado e Biocarvão (*Biochar*)

Um exemplo do uso integral de resíduos agrícolas é na preparação de carvão ativado. Esse material é um adsorvente poderoso utilizado em vários segmentos da indústria e pode ser produzido a partir de carvão mineral, resíduos do petróleo, materiais poliméricos diversos e biomassa (madeira, resíduos agrícolas, resíduos de couro, carcaças e dejetos de animais), ou seja, todo material que contém essencialmente, carbono em sua constituição. Esse adsorvente é utilizado na remediação de efluentes líquidos e gasosos, no tratamento de água potável, na descoloração do açúcar, no clareamento de bebidas, em cremes para a pele, em medicamentos dentre outros, além de ser também utilizado como suporte para catalisadores. Possui área superficial elevada (da ordem de 500 a 3000 m²/g), poros de diferentes tamanhos e grupos funcionais de superfície que contribuem no processo de adsorção (BANSAL *et al.*, 1988).

Para produzi o carvão ativado, o material precursor passa por um processo de pirolise e ativação (Figura 12).



Figura 12. Esquema de produção de carvão ativado a partir de resíduos agrícolas.

O tamanho dos poros, a área superficial do carvão ativado e sua capacidade adsorptiva dependerão do material precursor e de sua granulometria, do tempo e temperatura de pirólise, do agente ativante, dentre outros. O carvão ativado pode ser produzido em uma única etapa, em que a pirólise e a ativação são realizadas concomitantemente, ou em duas etapas, sendo a primeira a pirólise e, posteriormente, a ativação. A ativação, por sua vez, pode ser química, com a utilização de agentes como $ZnCl_2$, H_3PO_4 , dentre outros, ou física, utilizando CO_2 ou vapor d'água.

O biocarvão ou *biochar* também é produzido a partir da pirólise de material carbonáceo e pode passar por um processo de ativação ou não. Porém, diferente do carvão ativado, o material precursor do biocarvão deve ser, necessariamente, biomassa. Outra diferença tem a ver com sua aplicação que é principalmente, voltada para remediação e condicionamento de solos.

5.2. Celulose e derivados

Atualmente, no Brasil, a maior parte da polpa celulósica produzida é proveniente de madeira de eucalipto de florestas plantadas. O processo mais utilizado na produção é o kraft que consiste no cozimento dos cavacos de madeira com Na_2S e $NaOH$. Após o cozimento obtém-se a polpa bruta e o licor negro. A polpa é constituída de celulose e uma pequena porcentagem de hemiceluloses e lignina. O licor negro contém, basicamente, a lignina removida da madeira.

Se o objetivo é obter a celulose, seria lógico utilizarmos, além da madeira, o bagaço de cana-de-açúcar ou os resíduos do beneficiamento do café para produzi-la, uma vez que esses materiais possuem, aproximadamente, a mesma porcentagem de celulose que a madeira (Tabela 4). Nesses casos, o processo de polpação deve ser modificado para se adequar às características da nova matéria-prima. Atualmente algumas indústrias produzem papel de bagaço e palha de cana, porém, a quantidade ainda é incipiente.

Tabela 4. Constituição da madeira e de alguns resíduos agrícolas.

MATERIAL	CELULOSE	HEMICELULOSES	LIGNINA	REFERÊNCIA
	%	%	%	
Madeira de Eucalipto	45- 50	20-25	20-25	McKENDRY, 2002
Bagaço de cana-de-açúcar	43	35	21	ECN, 2021
Pergaminho do café	41	35	22	BRUM, 2007
Palha de trigo	38-45	20-32	7-10	ARESTA, 2012
Casca de arroz	31	24	14	ECN, 2021

A partir da celulose é possível obter vários outros produtos como o papel para escrita ou papéis especiais, nanofibrilas e nanocristais de celulose, dentre outros. As nanofibrilas e os nanocristais de celulose são materiais bastante versáteis, possuem alto valor agregado, excelentes propriedades mecânicas, grande área de superfície, baixa densidade e propriedades distintas da celulose, tendo aplicações em diferentes setores industriais.

A Figura 13 apresenta um esquema de preparação de nanofibrilas de celulose a partir do resíduo agrícola bagaço de cana-de-açúcar. A hidrólise do material remove parte das hemiceluloses e da lignina. O tratamento com $NaOH$ promove a mercerização da celulose, diminuindo a cristalinidade das fibras, aumentando sua área superficial e deixando seus grupos OH

mais acessíveis. Apesar de ser possível a obtenção de nanofibrilas, mesmo com a presença de lignina residual, geralmente faz-se o branqueamento das fibras para sua remoção. Isso é feito por meio da oxidação da lignina utilizando-se peróxido de hidrogênio, hipoclorito de sódio, oxigênio ou outro reagente. Posteriormente, uma suspensão das fibras (branqueadas ou não) é passada em um moinho de pedras (*grinder*), para que ocorra a desfibrilação mecânica do material.



Figura 13. Esquema de preparação de nanofibrilas de celulose (branqueadas e não branqueadas) de bagaço de cana-de-açúcar utilizando moinho de pedras.

Ao final do processo obtém-se um gel constituído de nanofibrilas alongadas e flexíveis, de comprimento da ordem de micrômetros e diâmetro entre 10 e 100 nm. A desfibrilação faz com que as nanofibrilas fiquem expostas, promovendo maior interação entre as fibras e, portanto, aumentando a resistência mecânica do material. Além disso, diferente da celulose, as nanofibrilas formam filmes transparentes e não opacos.

Dependendo do material lignocelulósico utilizado e das condições de hidrólise como tempo, temperatura e pressão de reação, reagentes (HCl, H₂SO₄, NaOH, Ca(OH)₂, NH₃ etc.), concentração dos reagentes e granulometria do material, o produto obtido é diferente. Uma hidrólise branda, com ácido diluído, pode promover a remoção das hemiceluloses. Reações em condições mais severas removem toda a lignina e hemiceluloses. Alguns métodos de hidrólise das fibras branqueadas de celulose promovem a remoção da parte amorfa das matrizes, gerando um material cristalino, os nanocristais de celulose ou *whiskers* (Figura 14).

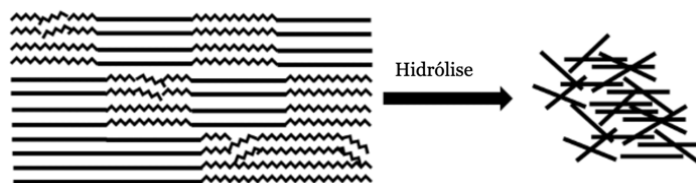


Figura 14. Esquema da hidrólise da porção amorfa da celulose e liberação da parte cristalina, formando cristais em forma de agulhas.

Os nanocristais apresentam alta rigidez e resistência mecânica, estabilidade térmica e baixa densidade e possuem comprimento entre 100 e 500 nm e diâmetro entre 10 e 30 nm (CORREA E GALLO, 2020). Por sua vez, a hidrólise total das cadeias de celulose gera a glicose, matéria-prima para uma infinidade de compostos (Figura 15).

O etileno é um dos derivados do petróleo mais produzido mundialmente e largamente utilizado na indústria química na produção de polímeros como o polietileno (PE), o policloreto de vinila (PVC) e o poliestireno. O ácido láctico é precursor do poli (ácido láctico) ou PLA, biopolímero que se decompõe em condições específicas de compostagem.

5.3. Lignina como fonte de produtos e novos materiais

Por ser uma macromolécula extremamente complexa e ainda não existirem tecnologias adequadas e economicamente viáveis para sua conversão em compostos de maior valor agregado, a lignina, apesar do seu potencial, é pouco explorada. Sua utilização, muitas vezes, é para produzir materiais que não tem valor econômico real, consistindo apenas em ser utilizada, sem maiores modificações, em compósitos, material de enchimento e dispersantes.

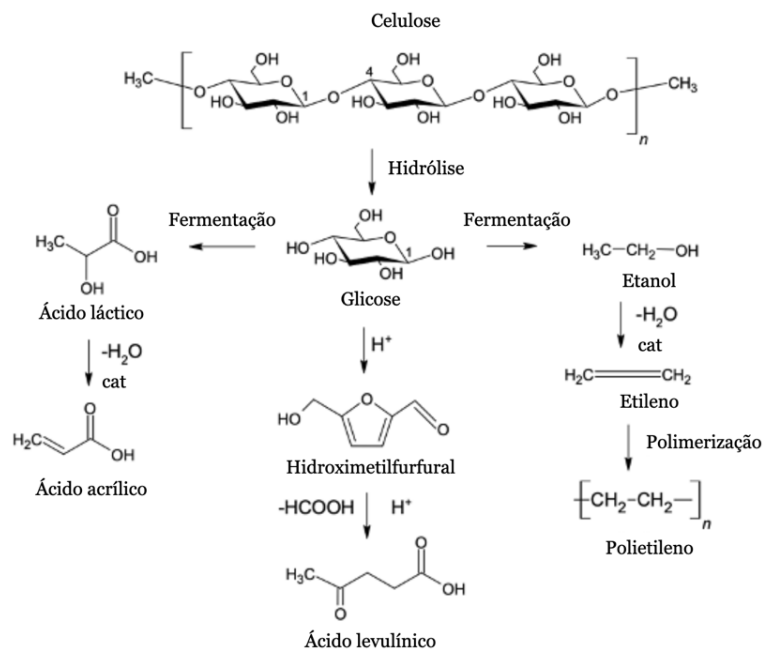


Figura 15. Esquema de obtenção de alguns produtos de valor agregado a partir de celulose.

FONTE: Baseado em Aresta *et al.*, 2012; Schuchardt *et al.*, 2001.

Por ser um composto polifenólico, tem potencial para ser utilizada pelas indústrias na produção de uma infinidade de produtos como polímeros, solventes, insumos etc. (Figura 16).

Além disso, as nanopartículas de lignina e suas propriedades antifúngicas, antioxidantes e antivirais ainda foram pouco exploradas, constituindo fonte de estudos para obtenção de novos materiais (NASROLLAHZADEH *et al.*, 2021).

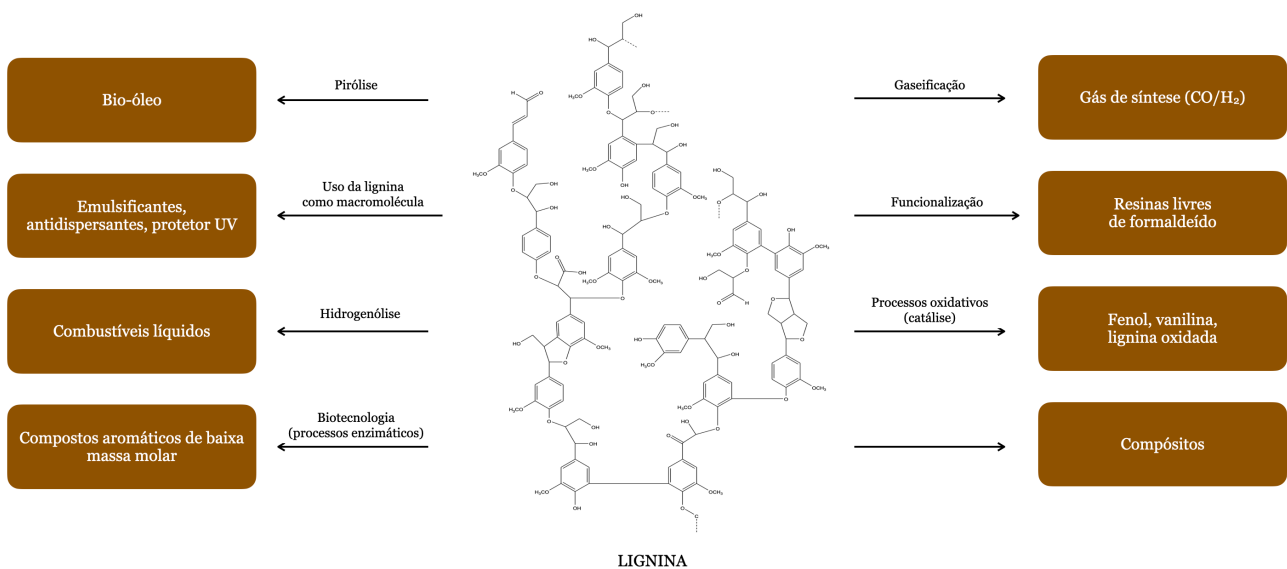


Figura 16. Produtos obtidos a partir da transformação da lignina.

FONTE: Baseado em Aresta *et al.*, 2012; Schuchardt *et al.*, 2001.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Como foi mostrado em todo o texto, o uso integral dos mais diversos resíduos agrícolas e seus componentes, na obtenção de combustíveis, insumos, fertilizantes, rações e novos materiais é uma realidade. Existem milhares de trabalhos científicos no mundo todo apresentando processos de conversão da biomassa residual. Porém, a viabilidade técnica e econômica desses processos e a produção, em escala industrial, dos diferentes compostos e materiais ainda é uma ficção.

Pesquisadores e cientistas das várias áreas da química, da engenharia, da biologia etc., devem compartilhar seus conhecimentos e trabalhar juntos para aprimorar os projetos. Órgãos governamentais devem adotar políticas que estimulem o desenvolvimento de pesquisas relacionadas à caracterização e ao uso dos resíduos de cada região. As empresas privadas, principalmente as advindas do agronegócio, devem investir em projetos relacionados à gestão e uso efetivo de seus resíduos. Ambientalistas e a sociedade civil em geral devem estar atentos às transformações advindas da implantação dessas tecnologias ambientais e fazer uma avaliação real sob os aspectos social, ambiental e econômico. Só assim daremos um passo no sentido da utilização sustentável dos recursos renováveis.

A implantação de biorrefinarias integradas que empreguem tecnologias limpas na obtenção de produtos de valor agregado e que usem os resíduos gerados na região, podem trazer vários benefícios como geração de empregos, crescimento econômico e aproveitamento (e não descarte) dos resíduos. A expectativa é que o uso integral e efetivo da biomassa estimule a diminuição do uso de recursos fósseis, o que contribui com as ações de enfrentamento das mudanças climáticas.

Sendo o Brasil uma nação com elevado índice de produção agrícola e com capacidade para desenvolver tecnologias próprias para utilização de seus resíduos, temos potencial para liderar os avanços nessa área e servir de exemplo a outros países.

LITERATURA RECOMENDADA

- ANASTAS, P. T.; WARNER, J. *Green Chemistry: Theory and Practice*, Oxford University Press: Oxford, 1998.
- ANDRADE, A. C.; SILVA, C. O. G.; MOREIRA, L. R. S.; FERREIRA FILHO, E. X. Crop residues: applications of lignocellulosic biomass in the context of a biorefinery. *Front Energy*, 2021. <https://doi.org/10.1007/s11708-021-0730-7>
- ARESTA, M.; DIBENEDETTO, A.; DUMEIGNIL, F. *Biorefinery: from biomass to chemicals and fuels*. De Gruyter, 2012.
- BANSAL, R. C.; DONNET, J. B.; STOECKLI, F. *Active Carbon*. Marcel Dekker, New York, 1988.
- BRUM, S. S. *Preparação e caracterização de carvão ativado produzido a partir de resíduos do beneficiamento do café*. Dissertação de Mestrado, UFPA, Lavras – MG, 2007.
- CORATO, U.; BARI, I.; VIOLA, E.; PUGLIESE, M. Assessing the main opportunities of integrated biorefining from agrobioenergy co/by-products and agroindustrial residues into high-value added products associated to some emerging markets: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 88, 326–346, 2018.
- CORREA, A. G.; GALLO, J. M. *Biomassa: Estrutura, Propriedades e Aplicações*. São Carlos, EdUFSCAR, 2020.
- ECN Phyllis Classification. Disponível em: <<https://phyllis.nl/Browse/Standard/ECN-Phyllis>>. Acesso em: ## de março de 2021
- EMBRAPA, *Visão 2030: o futuro da agricultura brasileira*. Brasília, DF, 2018. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/visao/o-futuro-da-agricultura-brasileira>>. Acesso em: ## de março de 2021.
- IEA BIOENERGY (International Energy Agency). *Biorefining in a Future BioEconomy Triennium 2016-2018*. Disponível em: <https://www.ieabioenergy.com/wp-content/uploads/2019/11/IEA-Bioenergy_Task-42-Triennium-2016-2018-1.pdf>. Acesso em: ## de março de 2021.
- KUMAGAI, A.; ENDO, T. Comparison of the surface constitutions of hemicelluloses on lignocellulosic nanofibers prepared from softwood and hardwood. *Cellulose*, 25:3885–3897, 2018.
- McDONOUGH, W.; BRAUNGART, M. *Cradle to Cradle: Remaking the Way We Make Things*, Editora North Point Press; Primeira edição, 2002.
- McKENDRY, P. Energy production from biomass (part 1): overview of biomass. *Bioresource Technology*, 83, 37–46, 2002.
- MENESES, D. B.; OCA-VÁSQUEZ, G. M.; VEGA-BAUDRIT, J. R.; ROJAS-ÁLVAREZ, M.; CORRALES-CASTILHO, J.; MURILLO-ARAYAL, L. C. Pretreatment methods of lignocellulosic wastes into value-added products: recent advances and possibilities. *Biomass Conv. Bioref.*, 2020. <https://doi.org/10.1007/s13399-020-00722-0>
- NAÇÕES UNIDAS, Relatório Brundtland. Disponível em: <<https://ambiente.files.wordpress.com/2011/03/brundtland-report-our-common-future.pdf>>. Acesso em: ## de março de 2021.
- NASROLLAHZADEH, M.; BIDGOLI, N. S. S.; KARIMKHANI, M. M. Valorization of lignin: antibacterial and catalytic activities of copper complex stabilized on magnetic lignosulfonate for N-formylation of amines under solvent-free conditions. *Biomass Conv. Bioref.*, 2021. <https://doi.org/10.1007/s13399-021-01841-y>

PHILIPPINI, R. R.; MARTINIANO, S. E.; INGLE, A. P.; MARCELINO, P. R. F.; SILVA, G. M.; BARBOSA, F. G.; SANTOS, J. C.; SILVA, S. S. Agroindustrial Byproducts for the Generation of Biobased Products: Alternatives for Sustainable Biorefineries. *Front. Energy Res.*, 2020. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2020.00152>

PNUD Brasil (Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento do Brasil). Disponível em: <<http://www.br.undp.org/content/brazil/pt/home/sustainable-development-goals.html>>. Acesso em: ##de março de 2021.

ROJAS, O. J. Cellulose Chemistry and Properties: Fibers, Nanocelluloses and Advanced Materials Springer International Publishing Switzerland, 2016

SHARMA, S.; KUMAR A. Lignin Biosynthesis and Transformation for Industrial Applications, Springer Nature Switzerland AG, 2020.

SCHUCHARDT, U. F.; RIBEIRO, M. L.; GONÇALVES, A. R. A indústria petroquímica no próximo século: como substituir o petróleo como matéria-prima? *Quim. Nova*, Vol. 24, No. 2, 247-251, 2001

STOLF, R.; OLIVEIRA, A. P. R. The success of the brazilian alcohol program (proálcool) - a decade-by-decade brief history of ethanol in Brazil. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v.40, n.2, p.243-248, 2020.

Embalagens sustentáveis

Maria Lucia Bianchi

Antigamente os armazéns ou mercadinhos vendiam arroz, feijão e grãos em geral a granel, em sacos de papel. Nas prateleiras, as embalagens de vidro e as latas eram as mais comuns (Figura 1). Hoje, além do papel, vidro e lata (que são recicláveis) existe uma infinidade de embalagens plásticas para alimentos e bebidas que causam grandes problemas ambientais. Isso porque o volume de embalagens descartadas é muito grande e, a maioria delas é produzida a partir de derivados do petróleo e não é biodegradável.



FONTE: <https://acervo.museudapessoa.org/pt/conteudo/imagem/secos-e-molhados-67001>



FONTE: <https://ctb.org.br/sp/debate-as-embalagens-plasticas-sao-necessarias-para-frutas-e-verduras/>

Figura 1. Armazém, em 1948, com itens a granel e prateleira de supermercado atual.

A mudança de hábitos alimentares e o ritmo de vida da população também contribuem com o aumento do uso de embalagens plásticas para alimentos. O uso do plástico é vantajoso pois ele possui densidade menor que o vidro e os metais e, portanto, as embalagens produzidas são bem mais leves e facilitam o transporte. Além disso, conservam bem os alimentos e são baratas. Assim, seria muito difícil deixar de usá-las. Uma solução seria inovar e produzir embalagens biodegradáveis a partir de materiais renováveis.

O amido, a celulose, a pectina, a quitina* (Figura 2), dentre outros bioprodutos, podem ser utilizados na preparação de filmes compósitos* para futura aplicação em embalagens para alimentos. Esses compostos são renováveis e podem ser obtidos a partir de resíduos agroindustriais.

O uso desses compostos no desenvolvimento de embalagens ativas* e inteligentes* vêm sendo feito por vários pesquisadores. Norcino e colaboradores (2020) prepararam filmes de pectina ativados com nanoemulsão de óleo de copaíba. A adição do óleo conferiu propriedades antimicrobianas contra *S. aureus* e *E. coli* e melhorou as propriedades mecânicas do material.

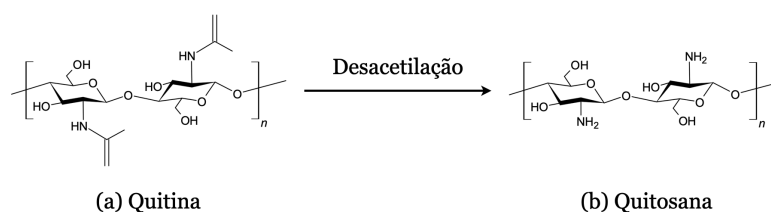


Figura 2. (a) Estrutura da quitina, obtida a partir de resíduos da indústria da pesca e (b) da quitosana, obtida a partir da desacetilação da quitina.

Pesquisas realizadas por Vedove e colaboradores (2021) mostraram que filmes preparados com amido de mandioca e antocianinas (indicadores naturais de pH) agem como embalagens inteligentes, uma vez que informam o consumidor sobre a qualidade do alimento. Abras (2018) desenvolveu filmes de quitosana reforçados com nanofibrilas de celulose e incorporados com óleo essencial de gengibre (Figura 3). A adição de nanofibrilas de celulose melhorou as propriedades de barreira, o que é importante para conservar o alimento, uma vez que aumenta a proteção contra agentes externos.



Figura 3. Filmes de quitosana reforçado com nanofibrilas de celulose.

O uso de biomassa residual como matéria-prima e a utilização de processos mais limpos de produção não são temas tão atuais. A preocupação com o meio ambiente já vem de décadas. A realidade é que precisamos adquirir novos hábitos e novos modelos de produção. A partir do momento que exigirmos o melhor para nós, as indústrias terão que se adequar pois o consumidor é o único que pode virar a chave e iniciar as mudanças necessárias.

* GLOSSÁRIO

Compósito: material composto pela combinação de dois ou mais materiais. O objetivo é obter um material que possua alguma propriedade diferente das propriedades de seus constituintes isolados.

Embalagens inteligentes: possuem componentes que interagem com o alimento e com o consumidor, pois indicam se o produto está bom para o consumo. Por exemplo, possuem sensores que mudam de cor quando o alimento está estragado.

Embalagens ativas: contém agentes antibacterianos, antioxidantes, aromatizantes etc., que podem passar para o alimento ao longo do tempo e conservá-lo por mais tempo.

Quitina: polímero natural. Polissacarídeo linear formado por unidades de N-acetilglicosamina. É obtido a partir dos resíduos da indústria da pesca, como cascas de camarão, caranguejo e lagosta, além de estar presente nas carapaças de alguns insetos e na parede celular de fungos. É o precursor da quitosana.

LITERATURA RECOMENDADA

ABRAS, C. M. Utilização de quitosana, celulose nanofibrilada e óleo essencial de gengibre (*Zingiber officinale* L) para o desenvolvimento de filmes nanocompósitos. Dissertação de mestrado, UFLA, 2018. Pich (divulgação): https://www.youtube.com/watch?v=42dM81rcBAs&list=RDCMUCz54U1T's7JR7ZtSiClcVOOw&start_radio=1&rv=42dM81rcBAs&t=3

NORCINO, L. B.; MENDES, J. F.; NATARELLI, C. V. L.; MANRICH, A.; OLIVEIRA, J. E.; MATTOSO, L. H. C. Pectin films loaded with copaiba oil nanoemulsions for potential use as bio-based active packaging. *Food Hydrocolloids*, 106, 2020.

VEDOVE, T. M. A. R. D.; MANIGLIA, B. C.; TADINI, C. C. Production of sustainable smart packaging based on cassava starch and anthocyanin by an extrusion process. *Journal of Food Engineering*, 289, 2021.



CAPÍTULO 2

Compostagem

Luciana Teresa Dias Cappelini

1. INTRODUÇÃO

Já pensou em transformar os resíduos orgânicos que você gera durante o dia (restos de comida, cascas de frutas, podas de árvores, entre outros) em um novo material de maior valor agregado? Uma alternativa é a produção de insumos orgânicos (adubos), para uso desde em hortas até a agricultura de extensão. Para isso, é necessário aplicar uma tecnologia ambiental chamada de compostagem.

A compostagem produzida pode ter diferentes características, onde sua qualidade varia com o uso pretendido que difere de acordo com as condições do solo, tipos específicos de plantas, clima, precipitação anual e outros fatores. Devido a esses fatores, alguns países desenvolveram padrões de qualidade do composto especificando níveis mínimos e/ou máximos para os parâmetros primários de qualidade, enquanto outros como os Estados Unidos, relacionam a qualidade do composto com o uso final do produto, as quais as condições apresentam grande variação (STEHOUWER *et al.*, 2022).

A caracterização da compostagem ajuda a definir sua qualidade que pode ser agrupada de acordo com o desempenho do produto, sua estética e por último sua segurança. Seu desempenho é caracterizado pela forma que o composto influencia no crescimento das plantas, qualidade do solo e umidade; as características estéticas são visuais, olfativas e de coloração; já sua segurança refere-se principalmente a substâncias no composto que podem impactar negativamente a saúde humana, animal ou ambiental (STEHOUWER *et al.*, 2022).

Este capítulo, abordará os diferentes tipos de materiais orgânicos que podem ser usados para produção da compostagem, os processos e as fases envolvidas na decomposição da matéria orgânica e a melhor forma de determinar seu ponto de maturação. Além disso, foram descritas diferentes formas de montarmos uma composteira de acordo com espaço disponível no local de implementação, as condições físicas – químicas ideais que influenciam positivamente e consequentemente possibilitam uma melhor atuação dos organismos envolvidos na produção da compostagem. Finalizamos a discussão do capítulo falando das características de “qualidade” do composto produzido e sua utilização; ressaltando que o uso do composto depende de uma série de variáveis, do tipo e das propriedades do solo, as características, a frequência de aplicação e o uso e benefícios pretendidos.

2. DEFINIÇÃO

A compostagem é resultado da digestão da matéria orgânica *in natura* pela ação combinada da macro e mesofauna (minhocas, formigas, besouros e ácaros) e de diferentes comunidades de microrganismos (incluindo bactérias, actinomicetos, leveduras e fungos) (EPSTEIN, 2017; HELLMANN *et al.*, 1997). Para que o processo de decomposição do material orgânico seja completo, é necessários cerca de 120 dias após a mistura dos materiais orgânicos, tendo como resultado um composto normalmente escuro e com textura de turfa (EPSTEIN, 2017; MEHTA; SIRARI, 2018; OLIVEIRA *et al.*, 2002).

O processo de compostagem é uma alternativa para reutilização de material orgânico de grande importância econômica não só em propriedades rurais (reaproveitando de esterco dos animais, palhas, folhas de árvores), mas também em grandes centros urbanos, que são geradores de grandes quantidades de matrizes orgânicas como alimentos descartados por supermercados, feiras e restaurantes, plantas e flores provenientes de floriculturas; entre outros resíduos que podem transformados em composto orgânico (DE AQUINO; OLIVEIRA; LOUREIRO, 2005).

No processo de compostagem há transformações de natureza química e biológica, as quais envolvem grande variedade de espécies de microrganismos em diferentes etapas do ciclo de degradação, pois cada espécie envolvida precisa de condições ideais de temperatura, umidade, disponibilidade de CO₂ e O₂, para que atinjam seu potencial máximo de metabolização da matriz orgânica que é atingida naturalmente durante o processo de compostagem (MEHTA; SIRARI, 2018; EPSTEIN, 2017; OLIVEIRA *et al.*, 2002).

O resultado da degradação orgânica é o composto orgânico - compostagem, que geralmente é aplicado no solo com a finalidade de melhorar suas características físicas, químicas e biológicas sem ocasionar riscos ao meio ambiente.

3. ESCOLHAS DOS RESÍDUOS FRESCOS

Para que o processo de compostagem seja bem-sucedido há necessidade de que os materiais orgânicos envolvidos sejam ricos em carbono e nitrogênio. Os substratos ricos em carbono geralmente são lenhosos como por exemplo casca de árvores, podas dos jardins, galhos, palhas, feno, além de serem secos e acastanhados mostrando a ausência de clorofila; já materiais nitrogenados podem – se incluir as folhas verdes, estrumes animais, urina, restos de vegetais de diferentes lugares, pois materiais vegetais frescos e verdes tendem a ser mais ricos em nitrogênio, devido a presença de clorofila e excrementos serem fontes de N como amônia (BRINTON, 2000; EGGEN; VETHE, 2001a; SULLIVAN; MILLER, 2001a).

Materiais como vidros, plásticos, tintas, óleos, metais, pedras não devem estar presentes no processo de compostagem, além disso, deve-se evitar o excesso de gorduras e o uso de ossos inteiros, pois o primeiro pode libertar ácidos graxos que retardam o processo de degradação e o segundo, pode não ser completamente degradados quando inteiros, por isso se forem usados devem ser moídos; e por último o papel encerado, que deve ser evitado devido a presença de metais pesados em sua composição. Outros materiais que podem ser usados como matriz da compostagem, mas com certos cuidados é a carne pois porque pode atrair animais e insetos, e o papel que não deve exceder 10% da pilha de compostagem (DE AQUINO; OLIVEIRA; LOUREIRO, 2005; EGGEN; VETHE, 2001b; EPSTEIN, 2017; OLIVEIRA *et al.*, 2002).

Além das características citadas, outra de fundamental importância para que o processo de compostagem seja bem-sucedido é o tamanho das partículas, que devem estar entre 1,3 cm e 7,6 cm sendo o ideal próximo a 3 cm, pois a decomposição inicia-se na superfície das partículas, onde há oxigênio e é o local de maior acesso aos microrganismos; como é conhecido, as partículas menores têm uma maior superfície de contato e conseqüentemente serão decompostas com maior rapidez desde que haja arejamento adequado, mas partículas muito pequenas, aumentam os riscos de compactação e que pode levar a falta de oxigênio e partículas superiores a 3 cm podem ser bons para pilhas mais estáticas, ou seja a compostagem pode ocorrer utilizando uma diversidade de materiais e tamanhos de partículas, mas em todos os casos os processos tem que ser cuidadosos e acompanhados para que o produto final tenha qualidade e possa ser utilizado com eficiência (DE AQUINO; OLIVEIRA; LOUREIRO, 2005; EPSTEIN, 2017; MATHUR *et al.*, 1993; SIKORA *et al.*, 2001).

4. A COMPOSTEIRA

A composteira pode ser montada de diferentes formas, amontoando-se o material orgânico a ser compostado na forma de pilhas, leiras ou mesmo por aterramento, usando caixas plásticas, madeira etc.; uma composteira pode ter tamanhos e formas diferentes pois depende da quantidade de material a ser compostado e espaço disponível para implementação do processo (BRINTON, 2000; SULLIVAN; MILLER, 2001a).

A compostagem em pilha (Figura 1), geralmente utiliza menos espaço quando comparado a leira (Figura 2), pois na primeira o material é amontoado em forma de pirâmide e geralmente a pilha tem cerca de 2,0m de largura por 1,0m de altura, e o comprimento pode variar de acordo com a quantidade de material existente; a leira geralmente tem base de 1,2 a 1,5 m de largura e uma altura de 0,8 a 1,2 m; já se a quantidade de material a ser compostado for pequena, o aterramento pode ser uma boa opção, onde pode -se fazer um buraco de dimensões 60 cm de diâmetro e 25 a 40 cm de profundidade para compostar o material orgânico desejado (BRINTON, 2000; SULLIVAN; MILLER, 2001a).



Figura 1. Pilhas de compostagem em processo de decomposição.

FONTE: PIRES (2011)



Figura 2. Leiras de compostagem em processo de decomposição.

FONTE: INACIO (2010).

Outro fator importante para condução da compostagem é o local que deve ser montada a composteira o qual deve ser levado em consideração os seguintes aspectos: fácil acesso, períodos de sol e sombra, incidência do vento, entre outros (BONHOTAL et al., 2008; RYNK et al., 1992; STEHOUWER et al., 2022). Esses aspectos devem ser levados em consideração pois influenciam nas condições do processo de compostagem como presença de microrganismos, aeração, umidade e temperatura adequadas (EGGEN; VETHE, 2001b; SULLIVAN; MILLER, 2001a).

Quando a composteira fica exposta por muito tempo ao sol, os resíduos orgânicos perdem umidade e podem prejudicar os microrganismos envolvidos no processo de compostagem. A umidade ideal para decomposição dos materiais orgânicos que favorece a presença de organismos decompositores deve estar entre 50 e 60% e, abaixo de 30%, o processo de decomposição praticamente cessa devido a inatividade desses organismos, além disso, as elevadas temperaturas causadas pelo sol nas fases iniciais de decomposição do material orgânico não devem ser superiores a 40 °C, pois esse é outro fator limitante para o desenvolvimento desses organismos; já as composteiras em local com excesso de sombra, tendem a apresentar alta umidade (acima de 65%), que reduz o processo de decomposição e gera odores indesejáveis, pois a umidade excessiva facilita a proliferação de microrganismos anaeróbios devido a diminuição da aeração (fornecimento de oxigênio) que levam o composto a essa condição indesejável (BREWER, 2001; TIQUIA, 2005; TIQUIA; TAM, 2002; WEPPEIN, 2002).

Para avaliar a umidade da composteira basta retirar uma porção do material em decomposição e apertá-lo nas mãos, se for possível observar poucas gotas de água, a umidade está ideal para continuar o processo; quando os materiais estiverem secos o mesmo deverá ser umedecido com água e quando houver excesso de umidade, deve-se acrescentar resíduos secos a composteira, além disso, a umidade também pode ser corrigida com a revira do material em decomposição que também favorece o processo de aeração da composteira (EGGEN; VETHE, 2001b; SULLIVAN; MILLER, 2001a; TIQUIA, 2005).

5. PROCESSOS E FENÔMENOS ENVOLVIDOS

Como já especificado, as composteiras são construídas utilizando materiais ricos em carbono e nitrogênio (relação C/N), um determinado resíduo orgânico tem influência direta sobre a atividade microbiana e também nos grupos que vão predominar em sua decomposição resultando em maior ou menor tempo para finalizar esse processo, pois quanto maior a relação C/N, maior o tempo de decomposição do material. Neste processo, o carbono é usado como fonte de energia para formar a estrutura das células microbianas, enquanto o nitrogênio é importante na formação das proteínas, especialmente DNA e RNA microbiano, influenciando diretamente na capacidade de reprodução e crescimento da população das diferentes espécies de bactérias, fungos e actinomicetos (DE AQUINO; OLIVEIRA; LOUREIRO, 2005; EPSTEIN, 2017; MEHTA; SIRARI, 2018).

O processo de degradação de material orgânico até chegar no composto que pode ser utilizado, são conhecidas até agora em três fases: mesofílica, termofílica e maturação/cura conforme Figura 3.

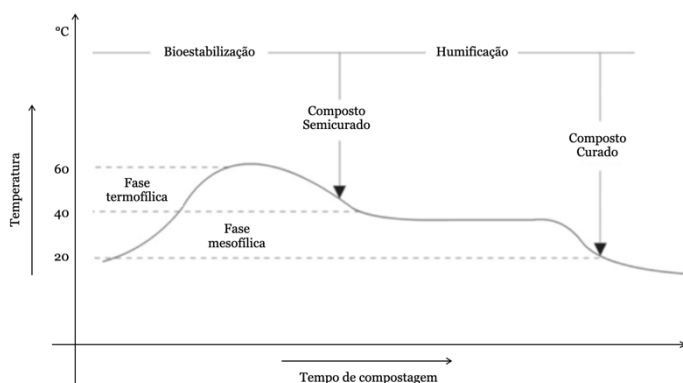


Figura 3. Processo de degradação de material orgânico para produção da compostagem.

FONTES: D’Almeida e Vilhena (2000)

A fase mesofílica é a primeira etapa do processo de compostagem; nesta etapa, a temperatura de degradação varia de 20–40 °C e é onde os compostos ricos em energia e degradáveis, como açúcares (carboidratos) e aminoácidos (proteínas) começam a ser consumidos por bactérias, fungos e actinobactérias (decompositores primários) para (MEHTA; SIRARI, 2018) produzir dióxido de carbono e energia metabólica (BIYADA *et al.*, 2021). Algumas das energias é utilizada pelos próprios microrganismos para seu próprio crescimento e reprodução, enquanto o restante é emitido como calor (MEHTA; SIRARI, 2018), que consequentemente aumenta a temperatura do composto, entrando na fase termofílica (INSAM; DE BERTOLDI, 2007).

Nesta fase, considerada a mais importante do processo de compostagem e uma das mais longas também, é onde as principais moléculas estruturais na matéria orgânica, como proteínas, gorduras e carboidratos complexos, incluindo celulose e hemicelulose, são decompostos pelos grupos de microrganismos termofílicos (BIYADA *et al.*, 2021; INSAM; DE BERTOLDI, 2007; TIQUIA, 2005), essa microflora oferece uma vantagem competitiva sobre os microrganismos mesofílicos, onde os últimos eventualmente podem ser completamente eliminados no final. Os mesófilos anteriormente dominantes morrem e são gradualmente consumidos junto com o substrato remanescente, facilmente degradável, pelos termófilos. A taxa de crescimento ótima desses organismos está entre 35 e 55°C, que além de favorecer seu crescimento, possibilita higienizar o composto quanto a presença de microrganismos patogênicos presentes no processo; temperaturas superiores a esta geralmente inibem o crescimento dos termófilos também (MEHTA; SIRARI, 2018). Outro fato importante que deve ser levado em consideração nesta fase é que dentro de uma leira de compostagem essas variações de temperatura não são uniformes portanto é importante que o substrato seja revirado para uniformizar a temperatura.

A última fase do processo, denominada fase de maturação/ cura ou segunda fase mesofílica, que pode durar de um a dois meses, dependendo do substrato que foi usado no processo de degradação. Nesta fase, haverá uma diminuição da atividade microbiana, com a temperatura baixando gradativamente e se aproximando da temperatura ambiental. Esse fato ocorre, pois há um esgotamento de substratos disponíveis que diminui as atividades metabólicas da microflora termofílica, e eventualmente contribui para um declínio na temperatura da pilha de compostagem (SIKORA *et al.*, 2001). Nesta fase também ocorre a recolonização da microflora mesofílica que substitui a termofílica e onde os mesófilos iniciam a digestão de materiais orgânicos resistentes como a lignina e outros microrganismos como os fungos e macroorganismos (minhocas e percevejos) são transformados em um composto chamado de húmus (SAVEYN; EDER, 2014). Neste momento ocorre também diminuição da acidez antes observada no composto, o que poderia ser prejudicial as culturas caso fosse aplicado diretamente na agricultura (MEHTA *et al.*, 2014). O processo de compostagem pode ser resumido de acordo com a Figura 4.

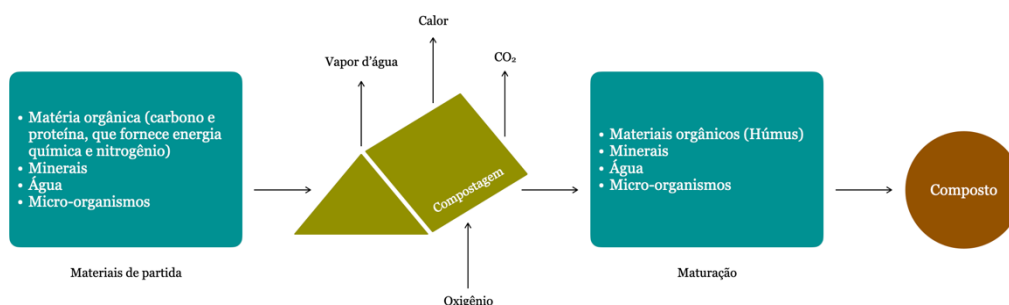


Figura 4. Resumo do processo de compostagem.

FONTES: Adaptado de Rynk *et al.* (1992)

A avaliação da maturidade da compostagem é essencial para seu uso na agricultura (COOPERBAND *et al.*, 2003). Apesar de diversos métodos serem usados para definir seu ponto de maturação, ela continua a ser uma arte. Existem dois termos que podem ser usados para dizermos que a compostagem está pronta para uso, a estabilidade e maturidade; a estabilidade refere-se à disponibilidade de produtos orgânicos, ou seja, os constituintes da mistura da compostagem que estão prontamente disponíveis e podem ser metabolizados na presença de oxigênio, e a maturidade que é a capacidade de composto para sustentar o crescimento das plantas e está diretamente ligado aos compostos fitotóxicos, ao oxigênio e a produção de matéria orgânica, ou seja à qualidade do material que será aplicado as culturas (COOPERBAND *et al.*, 2003).

É de fundamental importância que a compostagem quando usada esteja madura e estável, pois sua aplicação quando não nesse estado pode trazer diversos problemas como, causar danos a microbiota devido ao auto aquecimento, quando ensacada pode incendiar o local devido ao aprisionamento de gases inflamáveis, atrai patógenos, odores desagradáveis, o processo pode se tornar anaeróbio gerar produtos tóxico levando ao declínio na germinação de sementes e desenvolvimento das plantas (BRINTON JR *et al.*, 1995; BRINTON, 2000; MATHUR *et al.*, 1993). Atualmente há vários métodos para determinar a estabilidade e (ou) maturidade do composto; esses métodos baseiam-se em três tipos de características químicas, físicas (incluindo sensoriais) e biológicas (EGGEN; VETHE, 2001b; SULLIVAN; MILLER, 2001a; TIQUIA, 2005). Apesar disso, não há um método amplamente aceito, mas o mais usado é o monitoramento da temperatura (BOULTER-BITZER; TREVORS; BOLAND, 2006; WEPPE, 2002). A diminuição na temperatura da pilha foi bem associada com uma gama de parâmetros comumente usados para avaliar a maturidade do composto (TIQUIA; TAM, 2002; TIQUIA; WAN; TAM, 2002). A maturidade da compostagem pode ser avaliada com base na alteração de sua cor e odor. Composto normalmente escurece (embora, até certo ponto, muitas vezes dependa da matéria-prima), e os odores mudam de compostos malcheirosos como amônia (nociva) para menos nocivos (ricos e terrosos). Embora esses indicadores sensoriais não sejam tão sensíveis para a determinação da maturidade, eles podem ser usados para classificar compostos instáveis ou imaturos (BREWER, 2001; WU; MA; MARTINEZ, 2000).

6. CARACTERÍSTICAS DO COMPOSTO PRODUZIDO

As características nutricionais do adubo orgânico depende do material de origem e de como o processo de produção foi conduzido, mas geralmente seu produto, é formado por ácidos graxos, compostos húmicos e fúlvicos, compostos orgânicos xenobióticos (representados por hidrocarbonetos aromáticos, compostos de natureza fenólica e compostos organoclorados alifáticos) apresentando cor escura (Figura 5) e os macro e micronutrientes, além de fornecer nutrientes que tem um papel significativo no fornecimento de matéria orgânica e consequentemente melhorando as propriedades físicas e biológicas do solo (ANDRADE; CANTARELLA; QUAGGIO, 2001).



Figura 5. Leiras da Unidade de Processamento de Compostos Orgânicos (UPCO) da Fundação Zoológico de São Paulo à direita e o composto pronto e maturado à esquerda.

FOTO: ACERVO FZSP / Paulo Gil.

CRÉDITO: Paulo Gil.

A compostagem, melhora a saúde do solo, pois a matéria orgânica se liga as partículas do mesmo (areia, limo, argila etc.) auxiliando a retenção de nutrientes e drenagem e infiltração de água que diminui a erosão e ainda melhora a aeração do solo (EGGEN; VETHE, 2001a; SULLIVAN; MILLER, 2001a). Além disso, ela mantém a temperatura e a acidez do solo, onde, variações nestes parâmetros resultam em perda de nutrientes por volatilização e lixiviação; ativam a vida do solo, favorecendo a reprodução de microrganismos e aumentando o número de minhocas e insetos desejáveis. A produção de compostagem, não traz apenas benefícios para as culturas, mas também econômicos, pois com o reaproveitamento de resíduos, economiza-se com o transporte do conteúdo orgânico e evita-se a saturação de aterros sanitários (D'ALMEIDA; VILHENA).

Além dos benefícios citados, no Brasil o composto orgânico vem ganhando destaque com a produção de alimentos orgânicos, onde eles são produzidos sem uso de agrotóxicos sintéticos, transgênicos ou fertilizantes químicos, respeitando o meio ambiente, a saúde do trabalhador rural e a do consumidor além de manter a qualidade do alimento que será consumido.

Para um melhor aproveitamento da qualidade do composto orgânico recomenda-se seu uso imediatamente após o término do processo de compostagem, mas muitas vezes isso não é possível, desta forma o mesmo deve ser armazenado em local protegido de sol e da chuva, além disso, a compostagem deve ser incorporada ao solo cerca de trinta dias antes da instalação da cultura, para que ela possa interagir com o solo e realizar as trocas com o mesmo, as culturas não devem ser implantadas imediatamente após a aplicação do composto. As dosagens devem ser seguidas de acordo com o tipo de composto orgânico aplicado, a cultura e as condições ambientais locais; geralmente as quantidades aplicadas são de 10 a 100 t ha⁻¹ (BREWER, 2001; SULLIVAN; MILLER, 2001b; WEPEN, 2002).

Na Tabela 1 os autores (CAPPELINI *et al.*, 2021) compararam como diferentes concentrações de compostagem podem modificar as condições nutricionais do solo quando comparado com um solo sem adubação. Em todos os casos observou-se uma alteração significativa da condição nutricional do sistema em questão. Além disso, a compostagem corrigiu o pH do solo que era 3,0 e após a aplicação e incorporação do composto por 20 dias, ele variou de entre 5,0 e 6,0 que é a faixa ideal para condução de diversas culturas. O pH é responsável por disponibilizar ou não nutrientes para as plantas no sistema solo – planta, e esse fator físico – químico pode determinar a como os nutrientes percolam pelo perfil do solo.

Como é possível observar o processo de compostagem traz diversos benefícios para diferentes setores como o ambiental e econômico, por esse motivo deve-se incentivar essas práticas de reaproveitamento de resíduos orgânicos nos diversos setores que os geram para que cada vez mais possamos nos aproximarmos da sustentabilidade desafiando os diversos tipos de descarte que temos hoje como os lixões que são fontes de mal cheiro, insetos e animais indesejáveis.

Tabela 1. Comparação da análise química do solo sem tratamento (Solo) e adubado com três diferentes concentrações de compostagem C5 – 5%, C7 – 7% e C10 – 10% proveniente da composteira da Fundação Zoológico de São Paulo.

Amostra	P	M.O. ¹	pH	K	Ca	Mg	H+Al ²	Al	SB ³	CTC ⁴	V ⁵	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn
	mg dm ⁻³	g dm ⁻³	CaCl ₂	mmolc.dm ⁻³						%	mg dm ⁻³						
Solo	12	22	3.0	1.4	14	3.0	22	4.6	18	40	46	10	0.1	0.5	21	0.1	0.2
C5	360	56	5.0	17	36	14	15	0.9	68	83	82	80	0.9	1.2	85	23	5.2
C7	590	58	5.9	25	43	18	13	0.6	85	99	87	96	1.8	1.2	79	27	7.0
C10	660	63	6.0	34	46	22	12	0.3	101	113	89	180	2.1	1.1	74	20	7.2

*O desvio padrão de todos os resultados foi inferior a 7% (n = 3); ¹ M.O. Matéria Orgânica; ²H+ Al Acidez Total; ³SB Soma de Bases; ⁴CTC Capacidade de Troca de Cátions; ⁵V Porcentagem de Saturação por Bases. Adaptado: (CAPPELINI *et al.*, 2021)

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com todas as informações levantadas nesse capítulo pode-se observar que apesar de o processo de compostagem ser bastante simples e totalmente aplicável em diversos locais que visam o reaproveitamento dos mais diferentes materiais orgânicos, ressaltou-se os cuidados e responsabilidade que deve-se tomar com o a decomposição da matéria orgânica para que o produto compostado seja eficiente para ser utilizado nas culturas desejadas. Para se chegar a um composto orgânico de qualidade há a necessidade de observação constante dos parâmetros físicos temperatura, umidade e aeração para se obter uma máxima resposta do fator biológico (microrganismos) para que eles possam cumprir com eficiência a degradação da matéria orgânica durante as etapas mesófila, termófila e sua atividade na maturação. O resultante desses cuidados, é uma compostagem com propriedades capaz de nutrir o solo a qual é aplicado de maneira eficiente sendo possível até corrigir os parâmetros físico-químicos no ambiente selecionado usando apenas o composto orgânico. A compostagem de “qualidade”, vem de encontro com a necessidade do produtor de orgânicos, que precisa corrigir o solo sem usar fertilizantes ou corretivos minerais além disso, esse processo de reaproveitamento de resíduos orgânicos, gera economia com transporte para aterros sanitários de grandes fontes geradoras de resíduos desta magnitude.

Desta forma podemos atribuir a compostagem uma forma de sairmos dos processos produtivos lineares e chegarmos à ‘Economia Circular’ que propõe a reinserção de resíduos ao ciclo produtivo, trazendo benefícios para toda sociedade e

principalmente para o meio ambiente que evita o descarte desta forma de lixo orgânico aos aterros sanitários podendo gerar o lixiviado conhecido como chorume que além de contaminar o solo pode chegar ao lençol freático também.

Essa são apenas, alguns pontos que podemos atribuir a esse tipo de processo, existem outros que ainda estão em estudo como as diferentes espécies de microrganismos presentes no processo de degradação e transformação do material, e podem ser explorados para produção de biomoléculas para diferentes indústrias, como a farmacêutica por exemplo.

LITERATURA RECOMENDADA

- ANDRADE, J. C. de.; CANTARELLA, Heitor.; QUAGGIO, J. A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais.** [s.l.] Instituto Agronômico, 2001.
- BIYADA, S.; MERZOUKI, M.; DÉMČENKO, T.; VASILIAUSKIENĖ, D.; IVANEC-GORANINA, R.; URBONAVIČIUS, J.; MARČIULAITIENĖ, E.; VASAREVIČIUS, S.; BENLEMLIH, M. Microbial community dynamics in the mesophilic and thermophilic phases of textile waste composting identified through next-generation sequencing. **Scientific reports**, v. 11, n. 1, p. 1–11, 2021.
- BONHOTAL, J.; SCHWARZ, M.; JACK, A. L. H.; OLMSTEAD, D.; HARRISON, E. Z. **Compost quality assessment for use in horticulture: Impact of the composting process.** [s.l.] Cornell Waste Management Institute, 2008. .
- BOULTER-BITZER, J. I.; TREVORS, J. T.; BOLAND, G. J. A polyphasic approach for assessing maturity and stability in compost intended for suppression of plant pathogens. **Applied Soil Ecology**, v. 34, n. 1, p. 65–81, 2006.
- BREWER, L. J. Maturity and stability evaluation of composted yard debris. 2001.
- BRINTON JR, W. F.; EVANS, E.; DROFFNER, M. L.; BRINTON, R. B. Standardized test for evaluation of compost self-heating. **Biocycle**, 1995.
- BRINTON, W. F. Compost quality standards and guidelines. **Final Report by Woods End Research Laboratories for the New York State Association of Recyclers**, 2000.
- CAPPELINI, L. T. D.; EUGÊNIO, P. F. M.; ALBERICE, J. V.; URBACZEK, A. C.; ASSUNÇÃO, N. A.; RAMOS, P. L.; SALA, F. C.; CARRILHO, E.; JULIANO, L.; CARRILHO, E. N. V. M. Compost produced from residues of a zoo park improves soil fertility and increases the growth and production of plants. **Biomass Conversion and Biorefinery**, 15 maio 2021.
- COOPERBAND, L. R.; STONE, A. G.; FRYDA, M. R.; RAVET, J. L. Relating compost measures of stability and maturity to plant growth. **Compost science & utilization**, v. 11, n. 2, p. 113–124, 2003.
- D'ALMEIDA, M. L. O.; VILHENA, A. Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000. **Publicação ipt**, v. 2622, [s.d.]
- DE AQUINO, A. M.; OLIVEIRA, A. M. G.; LOUREIRO, D. C. Integrando compostagem e vermicompostagem na reciclagem de resíduos orgânicos domésticos. **Embrapa Agrobiologia-Circular Técnica (INFOTECA-E)**, 2005.
- EGGEN, T.; VETHE, Ø. Stability indices for different composts. **Compost Science & Utilization**, v. 9, n. 1, p. 19–26, 2001a.
- EGGEN, T.; VETHE, Ø. Stability indices for different composts. **Compost Science & Utilization**, v. 9, n. 1, p. 19–26, 2001b.
- EPSTEIN, E. **The science of composting.** [s.l.] CRC press, 2017.
- HELLMANN, B.; ZELLES, L.; PALOJARVI, A.; BAI, Q. Emission of climate-relevant trace gases and succession of microbial communities during open-windrow composting. **Applied and environmental microbiology**, v. 63, n. 3, p. 1011–1018, 1997.
- INACIO, C. de T. Compostagem de restos de alimentos com aparas de grama e esterco de animais: monitoramento do processo. 2010.
- INSAM, H.; DE BERTOLDI, M. Microbiology of the composting process. *Emr. Waste management series.* [s.l.] Elsevier, 2007. p. 25–48.
- MATHUR, S. P.; OWEN, G.; DINEL, H.; SCHNITZER, M. Determination of compost biomaturity. I. Literature review. **Biological Agriculture & Horticulture**, v. 10, n. 2, p. 65–85, 1993.
- MEHTA, C. M.; PALNI, U.; FRANKE-WHITTLE, I. H.; SHARMA, A. K. Compost: Its role, mechanism and impact on reducing soil-borne plant diseases. **Waste Management**, v. 34, n. 3, p. 607–622, mar. 2014.
- MEHTA, C. M.; SIRARI, K. Comparative study of aerobic and anaerobic composting for better understanding of organic waste management: A mini review. **Plant Archives**, v. 18, n. 1, p. 44–48, 2018.
- OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; ABREU JUNIOR, C. H. Movimentação de metais pesados em Latossolo adubado com composto de lixo urbano. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, p. 1787–1793, 2002.
- PIRES, A. B. Análise de viabilidade econômica de um sistema de compostagem acelerada para resíduos sólidos urbanos. **Faculdade de Engenharia e Arquitetura-Curso de Engenharia Ambiental. Passo Fundo**, 2011.
- RYNK, R.; VAN DE KAMP, M.; WILLSON, G. B.; SINGLEY, M. E.; RICHARD, T. L.; KOLEGA, J. J.; GOUIN, F. R.; LALIBERTY, L.; KAY, D.; MURPHY, D. **On-farm composting handbook (NRAES 54).** [s.l.] Northeast Regional Agricultural Engineering Service (NRAES), 1992.
- SAVEYN, H.; EDER, P. End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate): Technical proposals. **Publications Office of the European Union, Luxembourg**, 2014.

- SIKORA, L. J.; SZMIDT, R. A. K.; STOFELLA, P. J.; KAHN, B. A. Nitrogen sources, mineralization rates and nitrogen nutrition benefits to plants of compost. *Emr. Compost utilization in horticultural cropping systems*. [s.l.] Lewis Publishers, 2001. p. 287–305.
- STEHOUWER, R.; COOPERBAND, L.; RYNK, R.; BIALA, J.; BONHOTAL, J.; ANTLER, S.; LEWANDOWSKI, T.; NICHOLS, H. Chapter 15 - Compost characteristics and quality. *Emr. RYNK, R. The Composting Handbook*. [s.l.] Academic Press, 2022. p. 737–775.
- SULLIVAN, D. M.; MILLER, R. O. Compost quality attributes, measurements and variability. 2001a.
- SULLIVAN, D. M.; MILLER, R. O. Compost quality attributes, measurements and variability. 2001b.
- TIQUIA, S. M. Microbiological parameters as indicators of compost maturity. *Journal of applied microbiology*, v. 99, n. 4, p. 816–828, 2005.
- TIQUIA, S. M.; TAM, N. F. Y. Characterization and composting of poultry litter in forced-aeration piles. *Process Biochemistry*, v. 37, n. 8, p. 869–880, 2002.
- TIQUIA, S. M.; WAN, J. H. C.; TAM, N. F. Y. Dynamics of yard trimmings composting as determined by dehydrogenase activity, ATP content, arginine ammonification, and nitrification potential. *Process Biochemistry*, v. 37, n. 10, p. 1057–1065, 2002.
- WEPPEN, P. Determining compost maturity: evaluation of analytical properties. *Compost science & utilization*, v. 10, n. 1, p. 6–15, 2002.
- WU, L.; MA, L. Q.; MARTINEZ, G. A. *Comparison of methods for evaluating stability and maturity of biosolids compost*. [s.l.] Wiley Online Library, 2000. .

Como fazer uma composteira doméstica?

Jefferson Campos da Silva

Ramom Rachide Nunes

Você que tem uma horta em casa, sabia que é possível produzir seu próprio insumo agrícola orgânico, de forma simples e eficiente? As composteiras domésticas (Figura 1) são uma excelente alternativa para a reciclagem dos resíduos orgânicos domésticos, bem como para produção de um fertilizante orgânico de elevada qualidade, na sua própria residência.



Figura 1. Composteira doméstica com 3 compartimentos, separados por recipientes plásticos.

FONTE: Andradina (2018)

Uma composteira doméstica pode ser facilmente montada a partir de 3 baldes plásticos (ou outros recipientes similares) de mesmo tamanho, com tampas, dispostos um sobre o outro. No balde superior (balde 3) a tampa não precisa ter furos e pode ser retirada para adicionar os resíduos ou para propiciar maior aeração. Na parte inferior do balde 3 alguns furos devem ser realizados para que o chorume possa escoar para o recipiente do meio (balde 2).

Da mesma forma, também devem ser realizados alguns furos na parte inferior do balde 2 para que o líquido possa escoar para o recipiente de coleta (balde 1). Ainda nos recipientes 2 e 3, também é necessário realizar diversos furos nas laterais, a fim de facilitar a aeração. Nos recipientes 1 e 2, por sua vez, deve ser realizado um corte circular em suas tampas, com o intuito de facilitar o escoamento do líquido até o recipiente de coleta.

Os recipientes 3 e 2 são trocados de posição à medida que o primeiro fica cheio. Sendo assim, o recipiente 3 recebe os resíduos orgânicos frescos e o recipiente 2 já recebe os resíduos orgânicos em maior estágio de decomposição, que após um certo tempo (entre 30 e 120 dias, a depender da composição dos resíduos) já está pronto para uso como fertilizante orgânico na sua horta.

Ademais, para a construção de uma composteira é necessário selecionar os resíduos que serão utilizados. Vale lembrar que diversos resíduos orgânicos encontrados na sua própria casa podem ser usados na compostagem, entre eles: cascas de legumes e frutas, cascas de ovos, folhas, borras de café e, até mesmo, as próprias sobras da alimentação, que muitas vezes são descartadas de forma inadequada.

Além disso, ao se preparar uma composteira e realizar o processo de compostagem é necessário se atentar para algumas questões, dentre elas: a umidade do material deve ser mantida entre 50-60% na composteira e o revolvimento do material deve ser realizado de forma periódica, a fim de garantir a aeração, a liberação de vapor de água e de gases durante a compostagem, além de evitar odores desagradáveis.

Por fim, o produto final da compostagem será um insumo (composto) rico em nutrientes e pode ser aplicado como adubo orgânico em sua horta ou jardim, na sua própria casa ou pequena propriedade, de forma simples, fácil e muito eficiente.

LITERATURA RECOMENDADA

ANDRADINA. **Como montar uma composteira caseira.** Disponível em: https://www.andradina.sp.gov.br/arquivos/31_arquivo_compostagem.pdf.

PAPADOPOULOS, A. E. et al. Performance of a new household composter during in-home testing. **Waste Management**, v. 29, p. 204–213, jan. 2009.

WANGEN, D. R. B.; FREITAS, I. C. V. Compostagem doméstica: alternativa de aproveitamento de resíduos sólidos orgânicos. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 5, n. 2, p. 81–88, 2010.

ZHOU, X. et al. Rapid in-situ composting of household food waste. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 141, p. 259–266, 1 set. 2022

Vermicompostagem

Rosângela Gomes Tavares

Rossanna Barbosa Pragana

Paula Raíza Alves Cavalcante

1. INTRODUÇÃO

As minhocas são seres vivos funcionais no meio terrestre, que realizam diversas atividades capazes de manterem o equilíbrio ecológico e estrutural das camadas do solo. Dentre essas funções pode-se destacar a decomposição da matéria orgânica e a geração de um composto rico em nutrientes, esse processo é conhecido como vermicompostagem.

No ano de 1970 a vermicompostagem passou a ser utilizada de forma mais intensa. Foi nessa época que os cientistas começaram a realizar testes com resíduos industriais, domésticos, esterco e restos de alimentos, com o objetivo de determinar a capacidade das minhocas de estabilizarem a matéria orgânica, essa estabilização acontece quando os organismos consomem a matéria orgânica, levando a mineralização e humificação. Por meio desses processos ocorrem a liberação de carbono para a atmosfera e a geração de um composto rico em ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina, essas substâncias são boas para o solo, pois carregam diversos nutrientes (AQUINO et. al, 1992; GARG et. a., 2006; DORES-SILVA et. al, 2013).

Além disso, alguns estudos mostram que o composto proveniente dessa técnica apresenta menor granulometria, ausência de odor e maior qualidade nutricional, sendo rico em ferro, zinco e cobre (SENA et. al, 2019). O processo também age na redução de alguns metais, como o cromo, e no acréscimo de nitrogênio, fósforo e potássio (HOEHNE et. al, 2017).

Essa técnica é economicamente viável, ecológica e promissora, pois é baseada na utilização de resíduos para o seu desenvolvimento e gera um substrato com elevado potencial para uso agrícola. O vermicomposto gerado pode ser utilizado para melhorar a densidade, porosidade, disponibilidade de nutrientes, pH e capacidade de troca catiônica do solo. Deste modo, possui um alto potencial fertilizante, levando ao crescimento e desenvolvimento das plantas (MELO et. al, 2020).

Ressalva-se que o principal componente proveniente desse processo é o húmus. Contudo, além da geração desse rico composto, a utilização das minhocas age na estabilização de resíduos agropecuários, agroindustriais, industriais ou urbanos, na despoluição de solos contaminados, em estudos ecotoxicológicos, na limpeza de estações de tratamento de esgoto e entre outros campos (DIONÍSIO, 2021).

2. DEFINIÇÃO

A vermicompostagem é um processo de transformação biológica dos compostos orgânicos, resultante da ação das minhocas. Neste processo a deposição é acelerada por meio da microflora presente no trato digestivo desses seres vivos. Comprovou-se que este processo altera quantitativamente e qualitativamente a composição húmica dos compostos. O carbono humificado apresenta maior vantagens na troca de cátions, maior retenção da umidade e mineralização lenta. O nome vermicompostagem refere-se à classificação desses animais, tendo em vista que as minhocas são consideradas vermes (AQUINO et. al, 1992; RICCI, 1996).

Os resíduos orgânicos, domésticos, industriais, vegetais e dejetos de animais podem ser tratados por meio desse processo. Em caso de materiais com potencial recalcitrantes, ou seja, difícil degradação, como por exemplo a casca de arroz, material rico em lignina e sílica e exige tratamento prévio para rompimento desta estrutura e estabilização das substâncias húmicas (MELO et. al, 2020).

A vermicompostagem assemelha-se a compostagem na sua base de ação, dado que, os dois processos buscam a decomposição de resíduos orgânicos. No entanto, a compostagem utiliza técnicas diferentes para o tratamento dos resíduos, apresentando resultados distintos. O principal ponto para diferenciação dos dois processos é que na vermicompostagem há inserção de minhocas, então, além da ação dos microorganismos as minhocas agem no processo de deterioração (CONTINI, 2019).

Um estudo comparativo realizado por Tienen et. al (2020) demonstrou que a técnica de vermicompostagem é mais eficiente para estabilização do composto orgânico do que a compostagem. Os autores concluíram que o primeiro processo removeu 63% da matéria orgânica, enquanto o segundo removeu 48%.

Neste contexto é importante salientar que a vermicompostagem é caracterizada como um eixo da compostagem, tendo em vista que age na reciclagem dos resíduos orgânicos. Salienta-se que a Política Nacional de Resíduos Sólidos, instituída pela Lei 12.305 (BRASIL, 2010), estabelece a compostagem como um processo incluído na destinação final ambientalmente adequada de resíduos orgânicos. Essa legislação ressalta ainda que, na responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, o titular dos serviços públicos de limpeza urbana e manejo dos resíduos deve implantar o sistema de compostagem e articular formas de utilização do composto.

Além de ser muito utilizado na decomposição de resíduos orgânicos a vermicompostagem vem sendo empregue para diminuir o potencial tóxico do lodo proveniente de estação de tratamento de esgoto (ETE). A Resolução Conama nº 357 (BRASIL, 2006) e a Resolução Conama nº 498 (BRASIL, 2020) consideram o lodo como fonte potencial de riscos à saúde e ao ambiente, podendo conter vetores, organismos nocivos, metais pesados, compostos orgânicos resistentes e patógenos. Neste sentido, a vermicompostagem se apresenta como um artifício capaz de dar uma destinação ambientalmente adequada para esse material. Após o processo os substratos obtidos a partir do lodo tornam-se viáveis para serem utilizados em procedimentos agrícolas, deste modo sua destinação torna-se ecologicamente adequada (KISSI et. al, 2021; MELO et. al, 2020; TAVARES et. al, 2019).

As lamas provenientes de estações de tratamento água (ETAR) também carregam consideráveis valores de poluentes, podendo possuir elevados teores de zinco, cobre, cromo e coliformes (*Escherichia. Coli*). Análises realizadas por Cunha (2021) demonstraram que a vermicompostagem apresentou-se eficiente para redução dessa carga poluidora, otimizando os processos de tratamentos envolvidos.

Ademais, a vermicompostagem é um método viável e prático, não necessitando de grandes estruturas para o seu desenvolvimento. À vista disso, facilita a sua aplicação em grandes e pequenas escalas, permitindo, também, o estabelecido em residências. Comprovou-se que a degradação de frutas, verduras, restos de alimentos, borra de café, entre outros, gera compostos ricos em nutrientes, que podem ser revertidos em adubos e fertilizantes. Além do mais, não produz fortes odores e não necessita de grandes espaços. Nesta perspectiva o composto orgânico gerado torna-se de grande valia para utilização em jardins e na agricultura familiar, caracterizando-se assim como um incentivo a práticas agroecológicas e conservacionistas de elevado valor ambiental (FARIA et. al, 2018; RIBEIRO, 2019).

3. CIÊNCIA DAS MINHOCAS

O solo é composto por interações entre seres vivos e não vivos. Essas interações fazem parte dos processos ecossistêmicos e da dinâmica do ambiente. A fauna que compõem estes ambientes é formada por diversas espécies, que estão presentes em diferentes densidades e agem contribuindo para manutenção das atividades ecossistêmicas (RHEA-FOURNIER; GONZÁLEZ, 2017; SOUZA et. al, 2022).

Neste âmbito as minhocas agem realizando atividades capazes de alterar as características físicas, químicas e biológica dos solos, esses animais são considerados cruciais para engenharia dos solos, pois atuam nos processos de formação e desenvolvimento e na ciclagem bioquímica dos nutrientes. Esses organismos têm a capacidade de decompor a fração orgânica do solo, mineralizar os nutrientes, bioacumular metais e ingerir organismos patogênicos, como fungos, bactérias, nematóides e protozoários (KAMAU et al., 2017; CUNHA, 2021).

São seres vivos que agem no processo de decomposição dos resíduos orgânicos. Salienta-se que diversos organismos realizam essa função contudo, as bactérias e os fungos se destacam, por realizarem esse processo de forma mais intensa e direta, sendo caracterizados como os principais seres vivos decompositores. Porém, algumas espécies de minhocas também executam esse papel, são as *epigeas* ou *epigênicas* (Figura 1), que pertencem ao filo *Anelidae* e à classe *Oligochaeta*. São chamadas de anelídeos, por conta das divisões (metâmeros) do seu corpo, que se assemelham a anéis. (LOURENÇO, 2014).



Figura 1. Minhocas *epigéicas*

FONTE: Souza (2018).

A boca fica localizada no primeiro segmento do corpo das minhocas e o ânus no último, como é possível observar na Figura 2. São invertebrados, logo, não apresentam esqueleto interno, o que leva esses animais a se movimentarem por meio de contrações e distensões musculares. São seres longos, cilíndricos e de corpo mole. O único órgão do sentido bem desenvolvido é o tato. As minhocas apresentam forte sensibilidade à luz, deste modo, são fotossensíveis. O ciclo de vida dessa espécie varia entre 2 e 3 anos, no entanto, outras espécies podem viver até 7 anos (LOURENÇO, 2014; KAUR, 2020).

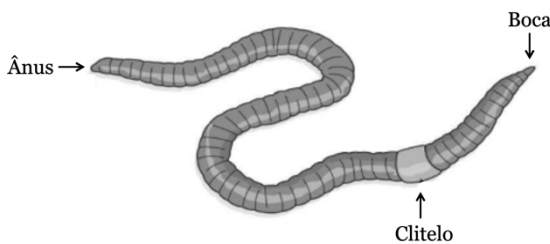


Figura 2. Aspecto geral das minhocas

FONTE: Holanda (2013)

Com relação ao sistema reprodutivo, as minhocas são hermafroditas, possuem gônadas masculinas e femininas, porém são incapazes de autofecundarem, havendo a necessidade da fecundação cruzada. Os ovos são depositados em casulos, esses animais não possuem fase larval, cada casulo abriga de 1 a 20 ovos. Em ambiente e temperatura propícios a reprodução pode acontecer durante quase todo o ano, preferencialmente durante o período da noite, em ambientes quentes e úmidos, nessas condições podem ser gerados cerca de 500 descendentes por minhoca no período de um ano. Uma característica das minhocas que pertencem a classe *Oligochaeta* é a presença do clitelo, anel de coloração diferente do resto do corpo, com função de abrigar os ovos fecundados (LOURENÇO, 2010; KAUR, 2020; SAKAKIBARA, 2021).

As minhocas podem ser classificadas por sua forma de alimentação, aquelas que se nutrem preferencialmente por compostos minerais são chamadas de geófagas. Já aquelas na qual a alimentação baseia-se no consumo de resíduos orgânicos, rico em matéria orgânica são chamadas de detritívoras (LEE, 1985).

Segundo Bouché (1997) as minhocas se classificam em três categorias epigéicas, endogéicas e anécicas. As espécies epigéicas são detritívoras e habitam a superfície do solo, apresentam rápido crescimento e reprodução, são pigmentadas e possuem tamanho reduzido. As espécies endogéicas localizam-se no horizonte mineral do solo e são geófagas, possuem menor taxa reprodutiva, quando comparadas às epigéicas, menor tamanho e maior expectativa de vida. Já as espécies anécicas são grandes, quando comparadas aos demais espécies, e vivem em galerias verticais permanente, com cerca de 40 cm de profundidade, no período noturno esses animais seguem para superfície do solo em busca de material orgânico em estágio intermediário de decomposição, e enterram esses materiais, no intuito de acelerar o processo, aumentando a palatabilidade (JAMES, 2000; BROWN; JAMES, 2007; LOURENÇO, 2014).

Ressalta-se que as espécies epigéicas são as mais utilizadas nos processos de vermicompostagem. No Brasil destacam-se as espécies *Eisenia fetida*, *Eisenia andrei* e *Eudrilus eugeniae* (Gigante Africana). Dentre elas, a mais sensível à manipulação e amplitudes térmicas é a *Eudrilus eugeniae*, por essa razão, as *Eisenia fetida* e *Eisenia andrei* são comumente mais utilizadas no processo (BOSCO et. al, 2017).

Devi e Khwairakpam (2020) analisaram a eficiência da ação das espécies *Eisenia fetida* e *Eudrilus euginae* na vermicompostagem. Os autores observaram a qualidade do biocomposto gerado a partir da associação do esterco bovino com a *Latana camara* (planta arbustiva). Foi constatado que a *Eisenia fetida* apresentou melhores resultados, tendo em vista que o húmus gerado por essa espécie foi mais rico em nutrientes.

A *Eisenia fetida* é uma espécie utilizada em diversas vertentes, na vermicompostagem, vermicultura e vermirremediação. São denominadas “Minhocas dos Resíduos Orgânicos” ou “Minhoca do Estrume” (LOURENÇO, 2010). Cunha et. al, (2017) ressaltou que o vermicomposto gerado utilizando a *Eisenia fetida* é rico em potássio, cálcio, magnésio enxofre, pH e matéria orgânica, são substâncias que enriquecem organicamente o solo.

Alterações na humidade, porosidade, na oxigenação do ambiente, na relação C/N, pH, temperatura, salinidade e o tipo de resíduo irão interferir no desenvolvimento das minhocas e na manutenção das atividades naturais desses seres vivos. Casos esses parâmetros se apresentem desfavoráveis ao bem-estar desses animais, pode ocorrer a fuga, perda da atividade reprodutora ou a morte (LOURENÇO, 2010). Ressalta-se que a fuga ou rejeição ocorre quando os organismos evitam o solo em que estão presentes, seguindo em busca de outro ambiente, essa ação causa estresse nos indivíduos (NIEMEYER, 2019).

Um ambiente propício para o bom desenvolvimento das minhocas auxilia na dinâmica dos processos necessários que esses organismos realizem suas atividades naturais de maneira completa. As minhocas atuam nos sistemas ambientais do solo, pois exercem atividades essenciais para nutrição e estruturação desse ambiente. São organismos necessários para manutenção dos processos ecossistêmicos do meio terrestre.

4. VERMICOMPOSTAGEM

4.1. Processos e fenômenos envolvidos

As minhocas se alimentam, exclusivamente, com materiais orgânicos, o que envolve processos e diferentes fenômenos, resultando em um adubo orgânico, denominado de vermicomposto. Elas atuam como uma "moenda biológica", porque são agentes determinantes da fragmentação, e, por meio da transformação da matéria orgânica, ajudam a tornar a área de exposição do material orgânico muito mais degradável, pois aumentam a superfície de contato do substrato para a atividade microbiológica (MARTÍN e SCHIEDECK, 2015). De acordo com Dores-Silva, Landgraf e Rezende (2013), a vermicompostagem acontece via simbiose entre minhocas e microrganismos que vivem em seu trato digestivo. Após essa passagem pelo trato digestivo, há a liberação de húmus rico em nutrientes, o vermicomposto, conhecido comercialmente como húmus de minhoca (DOMINGUEZ e EDWARDS, 2010 a).

De acordo com Bosco et al. (2017) a degradação da matéria orgânica através da vermicompostagem ocorre inicialmente pelo ataque dos microrganismos, promovendo os primeiros processos de mineralização do material orgânico, seguida da etapa de colonização dos resíduos por parte das minhocas, onde as moléculas orgânicas são transformadas em constituintes mais simples, por meio da ação dos microrganismos e processo de digestão das minhocas. Por último vem o processo de mineralização e humificação dos compostos, originando o vermicomposto, que é uma substância de elevada estabilidade.

De acordo com Kaur (2020), o mecanismo de formação do vermicomposto se inicia com umedecimento do material orgânico consumido pela minhoca, pela secreção salivar, formada de muco e enzimas. Na passagem pelo esôfago, as glândulas calcíferas secretam um líquido de ação neutralizante sobre o excesso de acidez dos alimentos, e no estômago sofre a quebra física, que resulta em partículas menores que 2 µ, aumentando assim a área de superfície para o processamento microbiano. Este material finalmente moído é exposto a várias enzimas como protease, amilase, lipase, celulase e quitinase secretadas pelo estômago e intestino delgado. Além disso, os micróbios associados ao intestino facilitam a quebra de biomoléculas complexas em compostos simples. Apenas 5-10% do material ingerido é absorvido pelos tecidos dos vermes para seu crescimento e o restante é excretado como vermicomposto (DOMINGUEZ e EDWARDS, 2010 b).

De acordo com Bosco et al. (2017), para uma condução satisfatória do processo de vermicompostagem devem ser mantidas condições ambientais ideais, incluindo temperatura, umidade e oxigênio.

A atividade, metabolismo, crescimento, respiração e reprodução da minhoca são muito influenciados pela temperatura, para sobreviverem, as minhocas necessitam de condições mesofílicas, com temperaturas no intervalo de 20 °C a 25 °C (BOSCO et al., 2017). De acordo com Kaur (2020), geralmente é necessário manter as temperaturas preferencialmente próximas de 20°C para otimizar a capacidade reprodutiva das minhocas. Temperaturas acima de 35°C estimularão a fuga das minhocas e se não conseguirem fugir, a sua morte.

A umidade deve estar entre 75 e 90%, porque elas possuem respiração cutânea e na presença de água o O₂ é absorvido pela cutícula da pele das minhocas e o CO₂ é dissipado (BOSCO et al., 2017). O material usado para vermicompostagem deve ser capaz de reter umidade suficiente, exatamente porque as minhocas respiram através de suas peles e o teor de umidade inferior a 45% pode ser fatal para elas, assim como, para as bactérias, que também desempenham papel vital na vermicompostagem, a atividade destes organismos diminui em teor de umidade inferior a 40% (TCHOBANOGLIOUS, THEISEN, VIGIL, 1994).

A granulometria irá interferir na porosidade e consequentemente na disponibilidade de oxigênio no processo, partículas muito pequenas favorecem a compactação, criando condições anaeróbicas, o que propicia a mortandade das minhocas. Segundo Kaur (2020), diferentes materiais afetam a porosidade do meio a ser vermicompostado, por causa da diversidade da faixa de tamanho e forma das partículas, da textura e da rigidez de sua estrutura. Se o material orgânico for muito denso ou compactado demais, o fluxo de ar será reduzido ou eliminado, afetando o desenvolvimento das minhocas, que respiram aerobicamente.

De acordo com Bosco et al. (2017), para o desenvolvimento ideal das minhocas e melhor condução do processo de vermicompostagem os materiais a serem tratados devem apresentar uma relação C/N na faixa de 15/1 a 35/1, para evitar carência ou excesso de carbono e nitrogênio que são muito importantes para o desenvolvimento delas. O alto teor de carbono é necessário porque faz o processo ser mais lento, níveis elevados de nitrogênio podem resultar em rápida degradação da matéria orgânica com aquecimento associado, criando condições inóspitas ou fatais (ROSTAMI et al, 2010). O pH e a condutividade elétrica do material também interferem no processo. O pH deve estar numa faixa ideal de 5,5 a 6,5, sendo a faixa de 6,5 e 7,5 tolerada pelas minhocas, e a valor máximo admissível de condutividade elétrica é de 7,8 dS m⁻¹ (BOSCO et al., 2017).

Vários processos ocorrem durante a vermicompostagem, tais como: aumento do teor de nitrogênio, redução do carbono orgânico e da relação C/N. O aumento da concentração de nitrogênio na vermicompostagem ocorre devido ao processo de mineralização promovido pelos microrganismos e pelas minhocas que agem em conjunto, enquanto a redução do carbono é devido a sua mineralização, um processo que ocorre pela ação conjunta com os microrganismos presentes em seu trato intestinal (DORES-SILVA, LANDGRAF E REZENDE, 2011). A alteração do teor de nitrogênio e de carbono orgânico vai refletir na relação C/N do material vermicompostado. A relação de proporcionalidade ideal para facilitar a decomposição do resíduo pelas minhocas e microrganismos é de 30 partes de carbono para cada parte de nitrogênio (30/1) (COTTA et al., 2015). Autores encontraram redução da relação C/N após a vermicompostagem que variou de 16 % a 50 % (AQUINO et al., 2005; DORES-SILVA, LANDGRAF E REZENDE, 2013; COTTA et al., 2015)

Além do aumento da disponibilidade de N, também são encontrados em resíduos orgânicos processados por minhocas os nutrientes C, P, K, Ca e Mg, assim como, hormônios de crescimento de plantas, como as citocininas e auxinas, como também, são liberados no vermicomposto metabólitos, como vitamina B, vitamina D e substâncias semelhantes (OROZCO et al., 1996).

Outros processos envolvidos na vermicompostagem são a redução da massa inicial e de sólidos voláteis, assim como, aumento de sólidos fixos. Souza et al. (2017) estudando a pré-compostagem seguida da vermicompostagem de lodo biológico oriundo de uma estação de tratamento de efluentes de indústria de laticínios, em composição com cinza de caldeira, casca de café e poda de árvores, observaram redução da massa de 10 a 42 % quando comparado com a inicial. Já Godoy, Medeiros e Santana (2009), estudando a vermicompostagem de biossólidos de fossas sanitárias, pó de serragem e grama, obtiveram redução de volume durante o processo de vermicompostagem variando entre 17 e 33 %. A redução de massa e volume é um resultado importante quando avaliada a logística de gerenciamento de resíduos.

Os resultados obtidos por Souza et al. (2017), quanto a porcentagem de sólidos voláteis e fixos após a vermicompostagem indicaram diminuição dos sólidos voláteis e aumento dos fixos, pois estes últimos representam a fração inorgânica presente no vermicomposto. De forma geral, segundo os referidos autores, foi observado que os tratamentos que continham poda em sua composição apresentaram melhor resposta do que os tratamentos com casca de café, em relação ao aumento de sólidos fixos durante todo o processo de pré-compostagem e vermicompostagem, indicando a maior quantidade de nutrientes mineralizados nesses tratamentos.

Autores indicam a utilização da compostagem antes do processo de vermicompostagem (COTTA et al., 2015; Souza et al., 2017), identificando como pré-compostagem de resíduos orgânicos, que compreende um curto período de alta temperatura (termofílica), para facilitar a redução de patógenos e estabilização de resíduos. A compostagem termofílica resulta em sanitização de resíduos orgânicos e eliminação, embora também ocorra a remoção do patógeno durante a passagem no trato digestivo da minhoca. Então, após alguns dias de alta temperatura, o composto pré-maturado é resfriado e acondicionado em camadas finas em leitos de vermicompostagem (KAUR, 2020).

A vermicompostagem é uma atividade relativamente simples de ser conduzida, em diferentes escalas de produção, no entanto, é preciso conhecimento, por se tratar da utilização de um organismo vivo que requer um cuidadoso acompanhamento. Kaur (2020), destaca três métodos comumente usados para o processo de vermicompostagem, que podem ser observados na Tabela 1, a seguir:

Tabela 1. Métodos para condução do processo de vermicompostagem.

MÉTODOS	DESCRIÇÃO
Vermicompostagem em caixas	Adotado para pequena escala, utilizando recipientes de madeira ou plástico reciclado, com tamanhos e formas, aproximados à 45 × 30 × 45 cm, com orifícios 1 a 1,5 cm de diâmetro no fundo, nas laterais e na tampa do recipiente para aeração e drenagem.
Vermicompostagem de covas	Adotado para grande escala. O tamanho das covas devem ser 2,5 m × 1 m × 0,3 m, em áreas cobertas com as laterais abertas.
Compostagem em pilha	Adotado para grande escala. O tamanho da pilha pode variar em comprimento e largura, porém, sua altura dever ser de 30 cm.

FONTE: Kaur (2020).

O vermicomposto é considerado um adubo ideal, pois é rico em nutrientes e contém húmus de alta qualidade, hormônios de crescimento de plantas, enzimas e substâncias que são capazes de proteger as culturas contra pragas e doenças. Além disso, o vermicomposto possui alta capacidade de retenção de água, além de ser um ótimo condicionador do solo porque proporciona alta porosidade, aeração, drenagem quando adicionado ao solo (COTTA et al., 2015)

4.2. Vantagens da vermicompostagem frente à compostagem tradicional

O processo de compostagem e vermicompostagem é realizado a partir do uso de substratos de origem animal e/ou vegetal, utilizando fontes de carbono e nitrogênio para que ocorra a degradação e estabilização da matéria orgânica. No processo de compostagem os próprios microrganismos encontrados nos resíduos orgânicos convertem este material em adubo orgânico, já na vermicompostagem as minhocas são as principais responsáveis pelo processo de fragmentação e condicionamento do substrato, promovendo a conversão de resíduos orgânicos em um material rico em nutrientes. Segundo Kaur (2020), a vermicompostagem forma um produto final de maior qualidade do que a compostagem em função da ação conjunta de atividades enzimáticas e microbianas que ocorrem durante o processo.

Comparada ao método de compostagem tradicional, a vermicompostagem é um processo mais rápido, pois a taxa de mineralização do material orgânico é acelerada quando passa pelo trato digestivo da minhoca, também resulta em redução de massa, produzindo um produto com maior valor nutricional e grau de humificação do que o método tradicional de compostagem. Souza et al. (2017) concluíram em pesquisa envolvendo a pré-compostagem seguida da vermicompostagem de lodo biológico oriundo de uma estação de tratamento de efluentes de indústria de laticínio que se o objetivo do tratamento de resíduos for redução de volume, peso, aumento do peso específico e obtenção de um composto final com menor condutividade elétrica, a técnica mais indicada é a vermicompostagem, no entanto, os teores de carbono total, carbono orgânico e nitrogênio total dos compostos e vermicompostos, os valores obtidos foram muito semelhantes.

Estudos têm demonstrado que a vermicompostagem, em comparação ao composto produzido sem as minhocas, acelera a estabilização da matéria orgânica e produz um composto com menor relação C/N, maior capacidade de troca catiônica e maior quantidade de substâncias húmicas (DORES-SILVA, LANDGRAF E REZENDE, 2013; COTTA et al. 2015)

A minhoca hospeda milhões de micróbios biodegradadores e possui enzimas hidrolíticas e hormônios que ajudam na rápida decomposição de matéria orgânica, por isto a duração do processo de vermicompostagem é relativamente menor de 1 a 2 meses em comparação com o método de compostagem tradicional que leva quase 4 meses (MUNNOLI, SILVA, BHOSLE, 2010).

Um diferencial na condução dos processos está relacionado ao revolvimento do substrato, para que ocorra uma degradação mais rápida, o composto é revolvido com o intuito de aumentar a disponibilidade de oxigênio no sistema promovendo maior desenvolvimento dos microrganismos que irão degradar a matéria orgânica, enquanto que na vermicompostagem a degradação acontece via simbiose entre minhocas e microrganismos que vivem em seu trato digestivo, não demandando o revolvimento ao longo do processo (DORES-SILVA, LANDGRAF E REZENDE, 2013), diminuindo a necessidade de mão de obra na sua condução. Segundo Cotta et al. (2015), a vermicompostagem tem a vantagem de ter um baixo custo de capital e de operação, simplicidade de ação e eficiência relativamente alta.

A integração dos processos de compostagem e vermicompostagem para otimizar a reciclagem, tem sido pesquisada (COTTA et al. 2015; DORES-SILVA, LANDGRAF E REZENDE, 2013). Ambos os processos compõem um sistema

tecnológico de baixo custo, para a transformação de resíduos orgânicos em compostos que podem ter alto valor nutricional para as plantas. Além disso, a combinação da compostagem com a vermicompostagem reduz o tempo para obtenção do composto (SOUZA et al., 2017).

5. VERMICOMPOSTO

A matéria orgânica do solo e dos resíduos são compostos bioquímicos definidos como proteínas, ácidos orgânicos, açúcares, ceras, graxas, resinas e substâncias húmicas, produto da transformação dos resíduos orgânicos pela ação microbiana e reações de condensação, desmetilação e oxidação (SANTOS et al., 2008). As substâncias húmicas são classificadas em três categorias: a huminas, que representa a matéria orgânica intimamente ligada à fração mineral do solo; os ácidos fúlvicos, que apresentam grande quantidade de grupamentos funcionais oxigenados e são solúveis tanto em meio ácido como básico, e os ácidos húmicos, insolúveis em meio fortemente ácido, pois levam a precipitação das macros-moléculas. As frações humificadas, ácidos fúlvicos e ácidos húmicos apresentam maior estabilidade da matéria orgânica (CANELLAS et al., 2001).

Durante a vermicompostagem ocorre transformações das substâncias húmicas quanto à quantidade de ácidos fúlvicos e ácidos húmicos permitindo inferir sobre o grau de estabilidade e maturidade da matéria orgânica presente nos produtos finais (ANTUNES et al., 2015). A transformação da matéria e mineralização de elementos químicos como nitrogênio, potássio, fósforo, cálcio e magnésio que ocorre no trato digestivo da minhoca acelerada pela microflora que habita neste ambiente é chamado de vermicomposto (YADAV; GARG, 2011).

Ali et al. (2015) destaca que o vermicomposto é um produto rico em micro e macro nutrientes e hormônios vegetais que pode ser aplicado, sem efeitos adversos, nos campos agrícolas. Além dos benefícios agrícolas, como expressam Souza et al., (2003) que o vermicomposto pode ser uma alternativa ao uso de fertilizantes químicos, também contém microorganismos semelhantes aos anticorpos naturais que protegendo as culturas contra pragas e doenças. Melo et al. (2020) evidenciam uma importante ação ambiental com a redução da quantidade de matéria orgânica que seria depositada no meio ambiente, causando poluição do solo e eutrofização de corpos hídricos, e problemas socioeconômicos, como propagação de doenças e perda de serviços ecossistêmicos no solo e água.

5.1. Características do vermicomposto

Longo (1987) e Vogel et al. (2001), afirmam que o vermicomposto é mais rico em nutrientes como nitratos, fosfatos e cálcio trocável e potássio solúvel do que o composto convencional (OROZCO ET AL., 1996). Além de adicionar nutrientes mineralógicos, o vermicomposto também é rico em microflora benéfica, como como fixadores de N, solubilizadores de P, microflora decompositora de celulose, etc. A proporção de produto químico solúvel em água, que causa possível danos ambientais contaminação (MITCHELL, 1997). O muco excretado pelo canal digestivo da minhoca produz alguns antibióticos e bioquímicos semelhantes a hormônios, aumentando assim o crescimento das plantas (EDWARDS e BOHLEN, 1996) e aumentando a decomposição da matéria orgânica no solo (EDWARDS e ARANCON, 2004).

Vermicomposto é um fertilizante de liberação lenta que melhora a estrutura do solo, a fertilidade do solo, o crescimento das plantas e suprime as doenças causadas por patógenos de plantas do solo, aumenta o rendimento das culturas (SINGH et al., 2008).

Poggiani (1996) e Vogel et al. (2001), destacam que o vermicomposto tem em média também alta porosidade e drenagem, alta capacidade de retenção de água e nutrientes, alta fertilidade e boa formação do sistema radicular. O papel chave do vermicomposto é a mudança nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Melhora substancialmente a estrutura do solo, textura, aeração e previne a erosão do solo.

Ocasionalmente o aumento do espaço macroporoso, fazendo com que a variação fique entre 50 e 500 μm . Esse aumento resulta no crescimento das plantas, visto que melhora a relação ar-água no solo, estabiliza o pH do solo para valores favoráveis, melhora a microbiota do solo e as atividades enzimáticas (MARINARI et. al, 2000; MAHESWARAPPA et. al., 1999).

Segundo Lacerda e Silva (2014), a análise físico-química e microbiológica do vermicomposto é extremamente importante porque garante se pode ou não ser utilizado como fonte de nutrientes e que não potencializam possíveis problemas advindos da utilização dos resíduos orgânicos e dos vermicompostos sem a prévia caracterização como, a disseminação de patógenos, salinização, toxidez por excesso de micronutrientes e contaminação do lençol freático. A Tabela 2 mostra, segundo Gómez-Brandón et al. (2016), as principais propriedades de dois diferentes substratos (composto e vermicomposto).

Tabela 2. Principais características entre composto e vermicomposto

	Composto	Vermicomposto
pH	8,7	7,2
Condutividade elétrica (mS cm ⁻¹)	2,56	0,28
Carbono total (%)	35,7	30,4
Nitrogênio Total (%)	2,9	2,2
Relação C/N	12,5	14,4

FONTE: Gómez-Brandón et al. (2016)

A compostagem e a vermicompostagem são dois processos bio-oxidativos aeróbicos, que diferem em aspectos relevantes que afetam a taxa de transformação da matéria orgânica e a qualidade dos produtos finais obtidos, compostagem e vermicomposto.

Os padrões de qualidade para os fertilizantes orgânicos preconizados pela Instrução Normativa N° 25, de 25 de julho de 2009, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (BRASIL, 2009) estabelece que os vermicompostos devem apresentar a indicação fertilizante orgânico simples e respectivas classes A, B, C e D, que correspondem às matérias primas utilizadas como substrato para as minhocas, contendo sua composição físico-química com as seguintes especificações: umidade máxima 50%, nitrogênio total mínimo 0,5%, carbono orgânico total mínimo 10%, relação C/N máxima 14 e pH mínimo 6,0.

6. CONCLUSÃO

A vermicompostagem é utilizada na redução de resíduos produzidos pelo meio urbano e rural. Além disso, produz um insumo economicamente viável, acessível e que não agride o meio ambiente. A riqueza nutricional presente no vermicomposto atua nos sistemas do solo, recompondo alguns nutrientes, reduzindo os metais e os patógenos presentes.

As principais vantagens da utilização da vermicompostagem estão no baixo custo do sistema de operação, na facilidade de condução das etapas, na eficiência do processo de degradação dos resíduos orgânicos e na geração de um vermicomposto com alto potencial de utilização na agricultura. Ressalta-se que esse processo não necessita de grandes áreas para ser realizado, podendo ser executado em ambientes domésticos, por meio da utilização de caixas específicas que mantêm o ambiente controlado e propício para ação das minhocas.

Deste modo, a vermicompostagem atende aos objetivos da Política Nacional de Resíduos Sólidos, que estabelece a necessidade da não geração, redução, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos. Com a vermicompostagem, os resíduos são reciclados, tratados e destinados corretamente. Essas ações minimizam os poluentes que seriam inseridos no meio ambiente.

LITERATURA RECOMENDADA

ALBANELL E.; PLAIXATS J.; CABRERO T.; Chemical changes during vermicomposting (*Eisenia fetida*) of sheep manure mixed with cotton industrial wastes. **Biology and Fertility of Soils**.v.6, p. 266-269. 1988.

ALI, U; SAJID, N.; KHALID, A.; RIAZ, L.; RABBANI, M.M.; SYED, J.H.; MALIK, R.N. A review on vermicomposting of organic wastes. **Environmental Progress and Sustainable Energy**, v.34, p.1050-1063, 2015.

ANTUNES, R. M.; CASTILHOS, R. M. V. ; CASTILHO, D. D.; LEAL, O. DOS A.; DICK, D. P.; ANDREAZZA, R. Transformações químicas dos ácidos húmicos durante o processo de vermicompostagem de resíduos orgânicos. **Eng Sanit Ambient**. v.20 n.4. p.699-708. 2015

AQUINO, A. M.; ALMEIDA, D. L.; SILVA, V. F. Utilização de minhocas na estabilização de resíduos orgânicos: vermicompostagem. Comunicado técnico. **Embrapa Agrobiologia**, n. 8, p. 1-6, 1992.

AQUINO, A. M.; OLIVEIRA, A. M. G.; LOUREIRO, D. C. Integrando Compostagem e Vermicompostagem na Reciclagem de Resíduos Orgânicos Domésticos. Circular Técnica 12, Seropédica, 4 p. 2005.

BOSCO, T. C. D.; GONÇALVES, F.; ANDRADE, F. C.; TAIATELE JUNIOR, I.; SILVA, J. S.; SBIZZARO, M. Contextualização teórica: compostagem e vermicompostagem. In: BOSCO, T. C. D. (ed.). **Compostagem e vermicompostagem de resíduos sólidos: resultados de pesquisas acadêmicas** [livro eletrônico]. São Paulo: Blucher, 2017. v. 1, cap. 1, p. 19-43.

- BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a **Política Nacional de Resíduos Sólidos** e dá outras providências, 2010.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa nº25**, de 23 de julho de 2009.
- BROWN, G.G. e JAMES, S.W. Ecologia, biodiversidade e biogeografia das minhocas no Brasil. In: Brown, G.G. e Frago, C. (Ed.). **Minhocas na América Latina: Biodiversidade e ecologia**. Londrina, Embrapa Soja, 2007. P. 297-381.
- CANELLAS, L.P.; SANTOS, G.A.; RUMJANEK, V.M.; MORAES, A.A.; GURIDI, F. Distribuição da matéria orgânica e características de ácidos húmicos em solos com adição de resíduos de origem urbana. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 36, n. 12, p. 1529-1538. 2001.
- CONTINI, E.; MOTA, M. M.; MARRA, R.; BORGHI, E.; MIRANDA, R. A.; SILVA, A. F.; SILVA, D. D.; MACHADO, J. R. A.; COTA, L. V.; COSTA, R. V.; MENDES, S. M.; **Milho: caracterização e desafios tecnológicos**. **Embrapa - Desafios do Agronegócio Brasileiro**, Brasília. 2019. v. 2, 45p.
- COTTA, J. A. O.; CARVALHO, N. L. C.; BRUM, T. S.; REZENDE, M. O. O. Compostagem versus vermicompostagem: comparação das técnicas utilizando resíduos vegetais, esterco bovino e serragem. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. 2015, v. 20, n. 1.
- CUNHA, A. H. N.; ARAÚJO, C. S. T.; SILVA, S. M. C.; VIEIRA, J. A.; BRASIL, E. P. F.; FERREIRA, R. B.; MATOS, T. N. Vermicompostagem de diferentes tipos de lodo de curtume associado a cinzas. **Revista Espacios**. 2017 v. 38, nº 16.
- CUNHA, P. M. H. Remediação de lamas de ETAR por Vermicompostagem. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia da Energia e do Meio Ambiente). 2021. IPL – Instituto Politécnico da Leira. Escola Superior de Tecnologia e Gestão. Leira. Portugal.
- DEVI, C.; KHWAIRAKPAM, M. Bioconversion of Lantana camara by vermicomposting with two diferente earthworm species in monoculture. **Bioresource Technology**, v. 296, p 122308, 2020.
- DIONIÍSIO, J. A. **Vermicompostagem – Produtos derivados e aplicações**. 1º ed. Paraná: Editora: Clube de Autores, 2021. ISBN 978-65-001-4381-2.
- DOMINGUEZ, J.; EDWARDS, A. C. Relationships between Composting and Vermicomposting. In: EDWARDS, C.A.; ARANCON, N. Q.; SHERMAN, R. L. **Vermiculture Technology: earthworms, organics wastes and environmental management**. Boca Raton, Florida, 2010 a. New York. p. 11-25.
- DOMINGUEZ, J.; EDWARDS, A. C. Relationships between composting and vermicomposting: Relative values of the products. In: EDWARDS, C.A.; ARANCON, N. Q.; SHERMAN, R. L. **Vermiculture Technology: earthworms, organics wastes and environmental management**. CRC Boca Raton, Florida; 2010 b. pp. 1-14.
- DORES-SILVA, P. R.; LANDGRAF, M. D.; REZENDE, M. O. O. Processo de estabilização de resíduos orgânicos: vermicompostagem versus compostagem. **Química Nova** [online]. 2013, v. 36, n. 5, pp. 640-645.
- EDWARDS C.A., ARANCON N.Q. Vermicomposts suppress plant pest and disease attacks. **Biocycle**. v.45; p.51-53; 2004.
- EDWARDS, C.A, BOHLEN, P.J. **Biology and Ecology of Earthworm**. 3rd ed. London: Chapman and Hall; p. 426. 1996.
- FARIA, J. R. M.; SOUSA, D. F.; MOREIRA, F. S.; VITAL, A. F. M. Vermicompostagem como estratégia de apoio para o gerenciamento dos resíduos orgânicos e fortalecimento da agricultura familiar. Anais CONADIS – **Congresso Nacional de Diversidade do Semiárido**. Campina Grande: Realize Editora, 2018.
- GODOY, J. R. R. de; MEDEIROS, C. M.; SANTANA, G. P. ; Vermicompostagem de biossólido obtido de fossas sanitárias, grama e pó de serragem utilizando Eisenia foetida (Savigny, 1826). **Revista Ceres**, v. 56, n.5, p. 648-653, 2009
- HOEHNE, L.; SCHMALZ, F. R.; FREITAS, E. M. de; KUHN, D.; ETGETON, H. P.;
- CARLESSO, W. M.; DALLAZEN, M. C.; ORLANDI, C. R.; BRUXEL, F.; SANTOS, R. P.; PICOLOTTO, A.; CRISTIANO, G.; ETHUR, E. M. Aplicação da vermicompostagem no resíduo tratado de indústria de curtume para cultivo de rúculas. **Revista Destaques Acadêmicos**, Lajeado, v. 9, n. 4, 2017.
- GÓMEZ-BRANDÓN, M.; FERNÁNDEZ-DELGADO, M.; ZANGERLE, J.M.; INSAM, H. Effects of digestate on soil chemical and microbiological properties: A comparative study with compost and vermicompost. **Journal of Hazardous Materials** v.302, p. 267–274, 2016.
- JAMES, S. **Earthworms (Annelida: Oligochaeta) of the Columbia River basin assessment área**. 2000. General Technical Report PNW-GTR-491. Portland, Oregon, United States Department of Agriculture, 13p.
- KAMAU, S.; BARRIOS, E.; KARANJA, N. K.; AYUKE, F. O.; LEHMANN, J. Soil gradient. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 112, p. 35-46, 2017.
- KAUR, T. 'Vermicomposting: An Effective Option for Recycling Organic Wastes. In: DAS, S. K. (ed.), **Organic Agriculture**, IntechOpen, London. 2020. v.1. Cap. 4. DOI: 10.5772/intechopen.91892.
- KISSI, Y. A.; MOTTA, I. S.; DUBOC, E.; SANTIAGO, E. F. Influência da composição do substrato no desempenho morfofisiológico das mudas de *Trema micrantha* (L.) Blume. **Revista Desafios**. v. 07, n. 04, 2020.
- LACERDA, J. J. de J.; SILVA, D. R. G. **Fertilizantes orgânicos: usos, legislação e métodos de análise**. Lavras. Editora UFLA, 2014. 83p.
- LEE, K.E.E. **Earthworms, their ecology and relations with soils and land use**. Sydney: Academic Press, p.411, 1985.
- LOURENÇO, N. M. G. **Características da minhoca Epígea Eisenia Foetida: benefícios, características e mais-valias ambientais decorrentes da sua utilização**. 2010. FUTURAMB. 5p, 8375-047 S. Lisboa, Portugal, 2010.
- LOURENÇO, Nelson. **Manual de Vermicompostagem**. FUTURAMB. 1.ª Edição. Lisboa, Portugal. 2014
- MAHESWARAPPA HP; NANJAPPA HV; HEGDE MR. **Influência de adubos orgânicos na produtividade de araruta, propriedades físico-químicas e biológicas do solo quando cultivadas em consórcio em coqueiral**. Anais de Pesquisa Agropecuária. 1999, v. 20, p. 318-323.
- MARINARI S.; MASCIANDARO G.; CECCANTI B.; Grego S. Influência de fertilizantes orgânicos e minerais nas propriedades biológicas e físicas do solo. **Tecnologia de Biorecursos**. 2000; v. 72 p. 9-17.
- MARTÍN, J. D.; SCHIEDECK, G. Nível de desenvolvimento e potencial da minhocultura e da vermicompostagem In: Minhocultura e vermicompostagem: interface com sistemas de produção, meio ambiente e agricultura de base familiar. Brasília, DF: **Embrapa**, 2015. 231 p.

- MELO, M. F.; SILVA, E. F.; COSTA, F. C. L.; SANTANA, E. A.; VASCONCELOS, A. A.; FERREIRA, E. de A.; FREITAS, D. F. de; DIAS, N. S.; MORAIS, F. M. S.; SILVA, L. F. Vermicompostagem: Conversão de resíduos orgânicos em benefícios para solo e plantas. In: ANDRADE, D. F. (ed.). **Tópicos em Ciências Agrárias**. 1. ed. Belo Horizonte: Editora Poisson, 2020. v. 6, cap. 4, p. 35-46. ISBN 978-65-86127-68-3.
- SILVA, L. F. Vermicompostagem: Conversão de resíduos orgânicos em benefícios para solo e plantas. In: ANDRADE, D. F. (ed.). **Tópicos em Ciências Agrárias**. 1. ed. Belo Horizonte: Editora Poisson, 2020. v. 6, cap. 4, p. 35-46. ISBN 978-65-86127-68-3.
- MITCHELL A. Production of Eisenia fetida and vermicompost from feedlot cattle manure. **Soil Biology and Biochemistry**.v.29; p.763-766. 1997.
- MUNNOLI P. M.; SILVA, J. A. T.; SALA, S. B. Dynamics of the soil - earthworm – Plant relationship: A review. Dynamic soil. Dynamic Plant. **Global Science Books**. 2010, v. 4, ed. 1, p. 1-21.
- NIEMEYER, J. C.; ALVES, P. R. L.; NUNES, M. E. T.; CARDOSO, E. J. B. N.; BROWN, G. G.; CANTELLI, K. B.; SAUTTER, K. D.; SEGAT, J. C.; CESAR, R. G.; COLONESE, J. P.; PASINI, A.; RÖMBKE, J.; SOUSA, J. P.; BUCH, A. C.; BARETTA, D. Ensaio de comportamento de fuga. In: NIVA, C. C.; BROWN, G. G. (Ed.). **Ecotoxicologia terrestre: métodos e aplicações dos ensaios com oligoquetas**. Brasília, DF: Embrapa, 2019. Cap. 13, p. 199-208.
- OROZCO, F.H., CEGARRA J., TRUJILLO L.M, ROIG A. Vermicomposting of coffee pulp using the earthworm Eisenia foetida: Effects on C and N contents and the availability of nutrients. **Biology and Fertility of Soils**. v. 22: p.162-166. 1996.
- RHEA-FOURNIER, D.; GONZALEZ, G. Methodological Considerations in the Study of Earthworms in Forest Ecosystems. **Forest Ecology and Conservation**, p. 47-76, 2017.
- RIBEIRO, M. F. F. Uso da vermicompostagem como forma de destinação de orgânicos. **Trabalho de Conclusão de Curso** (Tecnólogo em Gestão Ambiental). Centro Universitário de Goiás. Uni-ANHANGUERA, Goiás. 2019.
- RICCI, M. S. F. Manual de Vermicompostagem. **EMBRAPA-CPAF** (Centro de pesquisa Agroflorestal de Rondônia). Documentos, n. 31, p. 1-25. 1996.
- ROSTAMI, R.; NAJAFI, S.H.; NABAEE, A.; ESLAMI, A. Survey of E. foetida population on pH, C/N ratio process rate in vermicompost. **Journal of Environmental Studies**. 2010, v. 35, p. 93-98.
- SAKAKIBARA, J. Análise físico-química do húmus obtido por vermicompostagem em diferentes alimentações da espécie *Eisenia Andrei*. **Trabalho de Conclusão de Curso** (Bacharel em Engenharia Química). Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Ponta Grossa, 2021.
- SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese. 636p. 2008.
- SENA, L. M.; ARRUDA, J. F.; COSTA, F. R. S.; ALMEIDA, F. B. B.; BRITO, P. O. B. de; GONDIM, F. A. Compostagem e vermicompostagem como alternativa para tratamento e destinação de resíduos orgânicos. **Revista Verde**, Paraíba, 2019, v. 14, n. 2, p. 266-272.
- SINGH R, SHARMA RR, KUMAR S, GUPTA RK, PATIL RT. Vermicompost substitution influences growth, physiological disorders, fruit yield and quality of strawberry (Fragaria x ananassa Duch.). **Bioresource Technology**. V.99, p:8507-8511. 2008.
- SOUSA, A. H.; P. B. MARACAJÁ; J. C. SOUZA JÚNIOR; VASCONCELOS, W. E. ET; MAIA, C. E. Produção de biomassa na parte aérea da erva cidreira (Melissa ssp.) em função de doses de esterco bovino, húmus de minhoca, composto orgânico e NPK em casa de vegetação. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**. v. 3, n. 2, 2003.
- SOUZA, A. V. D.; PIMENTA, A. F.; MARQUES, V. C.; PRESUMIDO, P. H.; SILVA, J. S.; BETIO, M. M.; BOSCO, T. C. D.; MARQUES, K. V.; PRATES, C. Pré-compostagem e vermicompostagem de lodo biológico de laticínio. In: BOSCO, T. C. D. (ed.). **Compostagem e vermicompostagem de resíduos sólidos: resultados de pesquisas acadêmicas** [livro eletrônico]. São Paulo: Blucher, 2017. v. 1, cap. 1, p. 19-43. ISBN 978-85-8039-237-1 (e-book).
- SOUZA, C. S. M.; PETROCELLI, B. M.; FERREIRA, R. C.; VIEIRA, E. O estudo do solo através das minhocas. **Educação Ambiental em Ação**. 2022. v. 21, n. 79.
- TAVARES, R. G.; SOBRINHO, M. A. M.; PEREIRA, L. J. R.; CÔRREA, M. M.; ARRUDA, V. C. M.; MELO, R. R. C. Avaliação da toxicidade do lodo de estação de tratamento de água e esgoto, antes e após vermicompostagem, usando teste e germinação com semente de alface (Lactuca sativa). **Revista DAE**, vol. 67, n. 218. 2019.
- TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. **Integrated Solid Waste Management**. New York: McGraw-Hill; 1993. p. 4.
- TIENEN, Y. M. S. V.; VICAKAS, O. M.; BARCIA, M. K.; FONSECA, S.; VEIGA, T. B. Avaliação da compostagem e vermicompostagem para a biodegradação da matéria orgânica. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 7, p. 46833-48639, 2020.
- YADAV, A.; GARG, V. K. Recycling of organic wastes by employing Eisenia foetida. **Bioresource Technology** 102: 2874-2880, 2011.

Testes de toxicidade com organismos terrestres

Mara Mercedes de Andréa

O solo é fonte de água e nutrientes para plantas e outros organismos, é agente tamponador de mudanças de temperatura e do fluxo de água entre a atmosfera e as águas subterrâneas, atua como reservatório de nutrientes e como habitat para a ação de organismos decompositores cuja atuação tem como consequência a ciclagem e a disponibilização de nutrientes no ambiente edáfico. Neste ecossistema, o aporte de xenobióticos ocorre ou por aplicação direta, ou por deposição de folhagem tratada e, também, por deriva ou descarte de materiais decorrentes de atividade agrícola (agrotóxicos) e industrial (metais), que podem ter consequências importantes para todas as formas de vida e na qualidade de alimentos, da água e da atmosfera. Como várias etapas do metabolismo são comuns aos seres vivos, os efeitos negativos de xenobióticos podem afetar várias populações presentes no solo, desorganizando inclusive as relações entre as diferentes comunidades e podendo afetar a biodiversidade do solo. De acordo com Van Gestel (2012) o objetivo da ecotoxicologia terrestre é a compreensão dos efeitos de longo prazo de substâncias químicas sobre os ecossistemas edáficos, com o objetivo de proteger o funcionamento e a estrutura deste ambiente.

No solo, as minhocas além de serem decompositoras de matéria orgânica, representam geralmente, de 40% a 90% da biomassa de macrofauna da maioria dos ecossistemas tropicais (LAVELLE et al., 1999) por exemplo, e ocupam a base de muitas teias alimentares. Pela posição trófica e importante biomassa, as minhocas, principalmente das espécies *Eisenia andrei* e *Eisenia fetida*, têm sido usadas mundialmente como organismos bioindicadores dos efeitos ecotoxicológicos de substâncias xenobióticas no ambiente edáfico. Os efeitos de xenobióticos presentes no solo em minhocas foram notados desde os anos '90 (DALBY et al., 1995; VAN GESTEL, 1992; VAN GESTEL et al., 1992, por exemplo), quando já se verificava que as minhocas forneciam respostas comportamentais ou metabólicas claras e mensuráveis, que indicavam e refletiam a mudança no ambiente, e que variavam de acordo com a molécula, sua estabilidade no solo e as características do próprio

solo. Desde então as minhocas têm sido usadas como bioindicadores principalmente em estudos de previsão dos possíveis efeitos de poluentes e em testes com condições totalmente padronizadas e descritas em protocolos internacionais, para registro de moléculas de agrotóxicos com vistas à sua comercialização.

Há países que utilizam apenas solo artificial de composição padronizada para os testes de bioindicação com minhocas, mas na Europa e nos Estados Unidos também se utilizam solos naturais de composição escolhida para os testes. No Brasil, até o momento, o IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Desenvolvimento dos Recursos Naturais Renováveis – solicita apenas o teste de toxicidade aguda (Norma ABNT NBR 15537, 2007), que utiliza inicialmente papel de filtro para se achar a faixa de concentrações tóxicas aos organismos e depois teste em solo artificial, para se determinar a concentração letal que mata 50% dos animais (CL50) após 14 dias de contato, conforme OECD 207 (OECD, 1984). Entretanto, protocolos de testes de rejeição já foram desenvolvidos para minhocas *Eisenia fetida* e *Eisenia andrei* inclusive no Brasil (ABNT, 2011). Este teste de rejeição é de fácil condução e resposta rápida e sensível, que já geraram uma quantidade considerável de resultados, mas ainda não foram adotados pelo IBAMA. Além disso, já existem protocolos internacionais de testes de efeitos dos agrotóxicos na reprodução de minhocas (ISO 1998; OECD 2004a).

Outros organismos do solo também têm sido utilizados com sucesso em testes padronizados. Por exemplo, teste de sobrevivência e reprodução do colêmbola *Folsomia candida* (ISO 1999; OECD 2009; ABNT, 2011), e também teste de rejeição no mesmo colêmbola *Folsomia candida* (ISO 2011); de enquitreídeos (AMORIM et al. 2008a,b; NOVAIS et al. 2010); ácaros oribatídeos de solo (OWOJORI et al. 2011), e de isópodes (LOUREIRO et al. 2005; ZIDAR et al. 2005). Assim como, efeitos na reprodução de *Enchytraeus* sp. (ISO 2004; OECD 2004b) e do ácaro predador *Hypoaspis* (*Geolaelaps*) *aculeifer* (OECD 2008).

LITERATURA RECOMENDADA

- Amorim, M.J.B.; Novais, S.; Römbke, J.; Soares, A.M.V.M. (2008a) Avoidance test with *Enchytraeus albidus* (Enchytraeidae): Effects of different exposure time and soil properties. *Environmental Pollution* 155: 112–116.
- Amorim, M.J.B.; Novais, S.; Römbke, J.; Soares, A.M.V.M. (2008b) *Enchytraeus albidus* (Enchytraeidae): A test organism in a standard avoidance test? Effects of different chemical substances. *Environment International* 34: 363–371.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT. Norma Brasileira. (2007) Ecotoxicologia terrestre - Ecotoxicidade aguda - Método de ensaio com minhocas. ABNT NBR 15537: 11 p.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT. Norma Brasileira. (2011) Qualidade do Solo—Ensaio de Fuga Para Avaliar a Qualidade de Solos e Efeitos de Substâncias Químicas no Comportamento; ABNT NBR ISO-17512-1: 26 p.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT. Norma Brasileira. (2011) Qualidade do solo — Inibição da reprodução de *Collembola* (*Folsomia candida*) por poluentes do solo; ABNT NBR ISO 11267.

- Dalby, P. R.; Baker, G. H.; Smith, S. E. (1995) Glyphosate, 2,4-DB and dimethoate: effects on earthworm survival and growth. *Soil Biology and Biochemistry* 27: 1661-1662.
- International Organization for Standardization (1998). *Soil Quality - Effects of pollutants on earthworms (Eisenia fetida)*. Part 2: Determination of effects on reproduction, No. 11268-2. ISO, Genève.
- International Organization for Standardization (1999) *Soil quality— Inhibition of reproduction of Collembola (Folsomia candida) by soil pollutants*. ISO 11267. Genève.
- International Organization for Standardization (2004) *Soil quality— Effects of pollutants on Enchytraeidae (Enchytraeus sp.)— Determination of effects on reproduction and survival*. ISO 16387. Genève.
- International Organization for Standardization (2011) *Soil quality – Avoidance test for determining the quality of soils and effects of chemicals on behaviour – Part 2: Test with collembolans (Folsomia candida)*. ISO 17512-2. Genève.
- Lavelle P, Brussaard L, Hendrix P (1999) *Earthworm Management in Tropical Agroecosystems*. p.27-55.
- Loureiro, S.; Soares, A.M.V.M.; Nogueira, A.J.A. (2005) Terrestrial avoidance behaviour tests as screening tool to assess soil contamination. *Environmental Pollution* 138: 121–131.
- Novais, S.C.; Soares, A.; Amorim, M.J.B. (2010) Can avoidance in *Enchytraeus albidus* be used as a screening parameter for pesticides testing? *Chemosphere* 79: 233–237.
- OECD Guideline for the Testing of Chemicals N° 207; Organisation for Economic Co-operation and Development: Paris, France, 1984; Earthworm, Acute Toxicity Tests.
- OECD Guideline for the Testing of Chemicals N° 222; Organisation for Economic Co-operation and Development: Paris, 2004a; Earthworm Reproduction Test.
- OECD Guidelines for the Testing of Chemicals No. 220; Organisation for Economic Co-operation and Development: Paris, 2004b; Enchytraeid Reproduction Test.
- OECD Guidelines for the testing of Chemicals N° 226; Organisation for Economic Co-operation and Development: Paris, 2008; Predatory mite (*Hypoaspis (Geolaelaps) aculeifer*) reproduction test in soil.
- OECD Guidelines for the testing of Chemicals N° 232; Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris, 2009; Collembolan Reproduction Test in Soil.
- Owojori OJ, Healey J, Princez J, Siciliano SD (2011) Can avoidance behavior of the mite *Oppia nitens* be used as a rapid toxicity test for soils contaminated with metals or organic chemicals? *Environmental Toxicology and Chemistry* 30: 2594–2601.
- Van Gestel, C.A.M. (1992) Validation of earthworm toxicity tests by comparison with field studies: a review of benomyl, carbendazim, carbofuran, and carbaryl. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 23: 221-236.
- Van Gestel, C.A.M.; Dirven-Van Breemen, E.M.; Baerselman, R. (1992) Influence of environmental conditions on the growth and reproduction of the earthworm *Eisenia andrei* in an artificial soil substrate. *Pedobiologia* 36: 109–120.
- Van Gestel, C.A.M. (2012) Soil ecotoxicology: state of the art and future directions. *ZooKeys* 176: 275-296.
- Zidar, P.; Bozic J.; Strus J. (2005) Behavioral response in the terrestrial isopod *Porcellio scaber* (Crustacea) offered a choice of uncontaminated and cadmium-contaminated food. *Ecotoxicology* 14: 493–502.

Uso de Lodo de Esgoto na Agricultura

Wilson Tadeu Lopes da Silva

Cíntia Carla Avalhães

1. PROBLEMÁTICA

A maior parte das cidades brasileiras não apresenta rede coletora de esgotos e/ou Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) e, conforme a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico realizada pelo IBGE (2008), apenas 28,5% dos municípios brasileiros tratam o esgoto coletado, o que impacta negativamente na qualidade de nossos recursos hídricos. Mesmo na Região Sudeste, onde 95,1% dos municípios possuem coleta de esgoto, menos da metade desses (48,4%) tratam o esgoto. Para as regiões Centro-Oeste, Sul, Nordeste e Norte esses percentuais são menos expressivos, apenas 25, 24, 19 e 5%, respectivamente, tratam o esgoto coletado. O tratamento do esgoto, certamente, gera despoluição dos rios e córregos e, conseqüentemente, melhoria da saúde pública. Entretanto, as ETEs enfrentam um problema ambiental: a destinação adequada do produto gerado ao final do processo, o lodo de esgoto. A falta de planejamento na destinação correta desse bio-sólido pode representar cerca de 50% dos custos do processo de tratamento.

Três, são as alternativas mais comumente usadas para aproveitamento e/ou destinação adequada do lodo: a disposição em aterro sanitário, incineração e uso na agricultura. Dessa forma, destaca-se o uso agrícola e florestal, que, além de suprir a problemática da destinação do lodo, contribui para o aumento da produtividade agrícola, que atua como um excelente biofertilizante e condicionador de solos. Entretanto, a limitação do uso agrícola do lodo de esgoto se dá pela presença de substâncias inorgânicas e orgânicas potencialmente tóxicas, e de microrganismos patogênicos em sua composição. Por isso, muitos projetos de aplicação do lodo de esgoto na agricultura encontram dificuldade no processo de avaliação e aprovação. Isto ocorre devido à falta de comprovação técnico-científica de que a aplicação do lodo de esgoto não acarreta danos ambientais e nem risco à saúde pública.

Neste contexto, diversas pesquisas vêm sendo desenvolvidas a fim de se validar o potencial do lodo de esgoto fresco (não compostado) e do lodo compostado (material mais estabilizado), como fonte de nutrientes e de matéria orgânica para o solo, bem como de monitorar seu impacto no ambiente. Os estudos visam, ainda, subsidiar futuras discussões com relação à normatização e amparar a Legislação a respeito do uso do lodo de esgoto na agricultura, bem como, promover um despertar das políticas públicas a cerca dessa problemática.

2. HISTÓRICO

A aplicação de resíduo de esgoto na agricultura é uma prática bastante antiga. Bettiol e Camargo (2006) relatam que as informações mais conhecidas são originárias da China, e que no ocidente, mais precisamente na Prússia, a irrigação com efluentes de esgotos é praticada desde 1560. Na Inglaterra, por volta de 1800, foram desenvolvidos vários projetos com a utilização agrícola dos efluentes de esgoto, especialmente em razão do combate à epidemia da cólera.

Em complemento, Tomlin et al. (1993) relatam que no Japão, Estados Unidos e em países da Europa, desde o início da década de 70 houve o interesse de aplicar lodo de esgoto doméstico em áreas agrícolas e de reflorestamento, como um subsídio nutricional. A aceitação internacional da aplicação de lodo de esgoto nestas áreas deve-se aos numerosos resultados de campo que viabilizaram o desenvolvimento de uma forte base teórica e prática para os sistemas de aplicação ambientalmente aceitáveis, bem como as várias publicações (Smith e Carnus, 1997).

Atualmente, os países desenvolvidos e industrializados destinam grande parte do lodo produzido para áreas agrícolas e de reflorestamento. Nos Estados Unidos mais da metade do lodo de esgoto produzido são aplicados nestas áreas. Na União Européia, o uso do lodo de esgoto na agricultura tem aumentado significativamente desde 1998, quando foi proibido o despejo

do lodo de esgoto no oceano. Em 2006, na Espanha, 65% do lodo de esgoto foi aplicado em áreas agrícolas, atividade esta que tende a aumentar em até 85% em 2015 (PNIR, 2008).

No Brasil, trabalhos desenvolvidos no final da década de 70 e início da década de 80 já indicavam o potencial do uso agrícola de lodo de esgoto. Santos (1979), Carvalho e Barral (1981), Bettiol e Carvalho (1982), Boaretto (1986) estudaram a utilização do lodo de esgoto como condicionador de solos agrícolas e concluíram que seria a solução mais viável no cenário sócio-econômico-ambiental, pois melhoraria as propriedades físicas e químicas do solo; aumentaria a produção agrícola; reduziria os custos com fertilizantes minerais, devido à reciclagem dos nutrientes presentes neste resíduo orgânico; e minimizaria os impactos negativos ao ambiente, pois este resíduo não seria destinado aos aterros sanitários.

Os trabalhos sobre o potencial agrícola do lodo como fonte de nutrientes para as plantas e como condicionador de solos têm sido intensificados nos últimos anos. Adicionalmente, foram feitos trabalhos sobre os riscos de toxicidade deste resíduo para as plantas; bem como potencial de contaminação do solo e das águas subterrâneas devido à presença tanto de substâncias inorgânicas e orgânicas potencialmente tóxicas, bem como a de patógenos presentes no material (MELO et al., 1994, 1997, 2002, 2003; BETTIOL & CAMARGO, 2000; TSUTUYA et al., 2002; MOLINA et al., 2006; NOGUEIRA et al., 2007; BROSSI, 2009; FIRME, 2009; MALDONADO, 2009; FRANCO et al., 2010; COSCIONE et al., 2010; RIBEIRINHO et al., 2012; MACEDO et al., 2012). Assim a contaminação (ou não) ocorrerá em função do lodo de esgoto apresentar características biológicas, físicas e químicas variáveis, em consequência de peculiaridades regionais e dos processos em que são gerados e estabilizados, além, das características ambientais (tipo de solo, pluviosidade, temperatura média, declividade, etc.), a cultura e o trato cultural (dose, forma de aplicação, incorporação ou não, etc.) onde o resíduo será aplicado.

3. CONCEITO E CARACTERÍSTICAS DO LODO DE ESGOTO

O lodo de esgoto é um resíduo semi-sólido e bastante heterogêneo, gerado a partir do tratamento de esgoto, cuja composição varia quanto ao percentual de umidade, nutrientes, matéria orgânica, microrganismos, compostos orgânicos poluentes e elementos inorgânicos potencialmente tóxicos ao ambiente. Essa variação em sua constituição se dá em virtude do material de origem e ao tratamento que o resíduo recebeu, conforme apresentado na Figura 1.

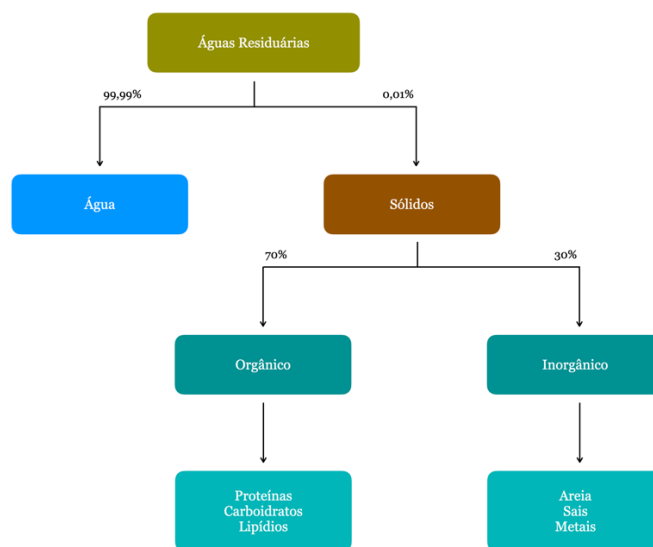


Figura 1. Composição do lodo de esgoto doméstico.

FONTES: Melo e Marques (2000)

As características químicas do lodo de esgoto são variáveis e, considerando os teores dos macronutrientes, o lodo de esgoto apresenta elevadas concentrações de nitrogênio, fósforo e, também, de cálcio, se houver tratamento com cal no processo de condicionamento químico que visa facilitar o adensamento antes do encaminhamento para o filtro prensa.

Como exemplo, a composição do lodo de esgoto da ETE de Barueri foi comparada com a composição de alguns materiais orgânicos utilizados como adubo (esterco bovino, esterco de galinha, vinhaça e composto de lixo) por Damasceno & Campos (1998), conforme a Tabela 1.

Tabela 1. Concentração de macronutrientes do lodo de Esgoto da ETE de Barueri comparada a outros adubos orgânicos.

MACRONUTRIENTES*	LODO DA ETE DE BARUERI	ESTERCO BOVINO	ESTERCO DE GALINHA	VINHAÇA	COMPOSTO DE LIXO
N	3,07	1,5	1,4	0,06	0,6
P	0,64	1,2	0,8	0,01	0,2
K	0,13	0,7	2,1	0,3	0,3
Ca	17,13	2,0	2,3	0,1	1,1
Mg	1,88	0,6	0,5	0,04	0,1
S	1,54	0,2	0,2	0,05	0,2

* % massa seca

FONTE: Adaptado de Damasceno & Campos (1998) e Raij et al., (1996)

De modo geral, o biossólido é pobre em potássio devido à alta solubilidade desse elemento em água, ocasionando perda em solução durante o processo de tratamento do esgoto. Por outro lado, os teores de fósforo são elevados e aproximam-se dos teores contidos nos esterco bovino e de galinha, sendo bem superiores aos teores da vinhaça e do composto de lixo (DAMASCENO & CAMPOS, 1998). Já o Ca, Mg, e S apresentam-se em teores superiores a todos os materiais orgânicos (Tabela 3). A elevada concentração de Ca no lodo é decorrente da utilização de cal no condicionamento químico do lodo para facilitar o adensamento antes do encaminhamento para o filtro prensa.

Na Tabela 2, são apresentados alguns exemplos das propriedades físicas e químicas de dois tipos de lodo de esgoto, um proveniente da ETE de Jundiaí e outro da ETE de Barueri. Nota-se que a composição varia muito em função da fonte do lodo de esgoto (mais rico em elementos metálicos, no caso do lodo de Barueri), que reflete não somente o processo, mas também as características do esgoto original. Também se observa que a composição varia em função do período de amostragem. Estes fatores dificultam o uso dosado do resíduo, para fins de uso agrícola.

Tabela 2. Características químicas de três lotes dos lodos de esgotos das ETE de Barueri (LB) e de Franca (LF), localizadas no Estado de São Paulo.

ATRIBUTO ⁽¹⁾	Unidade ⁽²⁾	PRIMEIRO LOTE (03/99)		SEGUNDO LOTE (12/99)		TERCEIRO LOTE (09/00)	
		LB	LF	LB	LF	LB	LF
Fósforo	g kg ⁻¹	15,9	16,0	31,2	21,3	26,9	12,9
Potássio	g kg ⁻¹	1,0	1,0	1,97	0,99	1,0	1,0
Sódio	g kg ⁻¹	0,5	0,5	0,6	0,6	0,5	0,9
Arsênio	mg kg ⁻¹	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Cádmio	mg kg ⁻¹	12,8	3,32	9,5	2,0	9,4	2,05
Chumbo	mg kg ⁻¹	364,4	199,6	233	118	348,9	140,5
Cobre	mg kg ⁻¹	1058	239,8	1046	359	953,0	240,9
Cromo total	mg kg ⁻¹	823,8	633,8	1071	1325	1297,2	1230,3
Mercúrio	mg kg ⁻¹	< 0,01	< 0,01	< 1	< 1	< 0,01	< 0,01
Molibdênio	mg kg ⁻¹	< 0,01	< 0,01	< 1	< 1	< 0,01	< 0,01

ATRIBUTO ⁽¹⁾	Unidade ⁽²⁾	PRIMEIRO LOTE (03/99)		SEGUNDO LOTE (12/99)		TERCEIRO LOTE (09/00)	
		LB	LF	LB	LF	LB	LF
Níquel	mg kg ⁻¹	518,4	54,7	483	74	605,8	72,4
Selênio	mg kg ⁻¹	< 0,01	< 0,01	< 1	< 1	<0,01	< 1
Zinco	mg kg ⁻¹	2821	1230	3335	1590	3372	1198
Boro	mg kg ⁻¹	36,2	40,7	11,2	7,1	29,3	19,7
Carbono orgânico	g kg ⁻¹	248,2	305,1	271	374	292,9	382,4
pH	—	6,6	6,3	6,4	6,4	6,4	5,4
Umidade	%	66,4	83	80,2	82,4	71,2	82,7
Sólidos Voláteis	%	43,0	60,5			56,8	72,5
Nitrogênio total ⁽³⁾	g kg ⁻¹	21	56,4	49,7	67,5	42,1	68,2
Enxofre	g kg ⁻¹	13,4	16,3	10,8	13,3	17,1	15,7
Manganês	mg kg ⁻¹	429,5	349,3	335	267	418,9	232,5
Ferro	mg kg ⁻¹	54.181	33.793	32,5	31,7	37.990	24.176
Alumínio	mg kg ⁻¹	28.781	32.564	25,3	33,5	23.283	23.317
Magnésio	g kg ⁻¹	3,0	2,2	3,7	2,5	4,5	2,2
Cálcio	g kg ⁻¹	40,3	29,2	22,8	16,8	47,8	24,8

⁽¹⁾ Determinados de acordo EPA SW-846-3051 (1986), no IAC (Campinas, SP)

⁽²⁾ Os valores de concentração são dados com base na matéria seca

⁽³⁾ Os valores de concentração para o nitrogênio total e umidade foram determinados em amostras em condições originais, na Embrapa Meio Ambiente, Bettioli (2004) e Fernandes et al. (2004)

4. LEGISLAÇÃO

Com objetivo de amparar o uso agrícola de lodo de esgoto no Estado de São Paulo, em 1999, foi elaborada a norma P 4.230 (CETESB, 1999), com base na norma da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 1993). Os principais aspectos relacionados ao ambiente e abordados nesta norma e em norma de outros países são: declividade da área a ser tratada, distância mínima de nascentes de água e leitos de rio, profundidade do lençol freático e espécie vegetal de interesse, bem como as características físico-químicas e biológicas consideradas aceitáveis no resíduo.

Contudo, em 29 de agosto de 2006, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), por meio da Resolução 375, definiu critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, visando benefícios à agricultura e evitando riscos à saúde e ao meio ambiente (CONAMA, 2006). Os lotes de lodo de esgoto e de produtos derivados, para o uso agrícola, devem respeitar os limites máximos de concentração de substâncias inorgânicas, orgânicas e de patógenos, conforme as Tabelas 3, 4 e 5.

Tabela 3. Concentração máxima permitida de substâncias inorgânicas no lodo de esgoto ou produto derivado.

SUBSTÂNCIAS INORGÂNICAS	CONCENTRAÇÃO MÁXIMA PERMITIDA* / mg kg ⁻¹
Arsênio	41
Bário	1300
Cádmio	39
Chumbo	300
Cobre	1500
Cromo	1000
Mercúrio	17
Molibdênio	50
Níquel	420
Selênio	100
Zinco	2800

* Base seca

FONTE: CONAMA 375 (2006)

Tabela 4. Classificação do lodo de esgoto ou produto derivado conforme a presença de agentes patogênicos

CLASSES	CONCENTRAÇÃO MÁXIMA PERMITIDA
A	Coliformes Termotolerantes <103 NMP/g de ST Ovos viáveis de helmintos <0,25 ovo/g de ST <i>Salmonella</i> ausência em 10 g de ST Vírus <0,25 UFP ou UFF/g de ST
B	Coliformes Termotolerantes <103 NMP/g de ST Ovos viáveis de helmintos <0,25 ovo/g de ST

ST: sólidos totais; NMP: número mais provável; UFP: unidade formadora de placa; UFF: unidade formadora de foco

FONTE: CONAMA 375 (2006)

Tabela 5. Lista das substâncias orgânicas potencialmente tóxicas a serem determinadas no lodo de esgoto ou produto derivado e as concentrações máximas permitidas nos solos agrícolas

CLASSE	SUBSTÂNCIAS ORGÂNICAS	CONCENTRAÇÃO MÁXIMA PERMITIDA NO SOLO / mg kg ⁻¹
Benzenos Clorados	1,2-diclorobenzeno	0,73
	1,3-diclorobenzeno	0,39
	1,4-diclorobenzeno	0,39
	1,2,3-triclorobenzeno	0,01
	1,2,4-triclorobenzeno	0,011
	1,3,5-triclorobenzeno	0,5
	1,2,3,4-tetraclorobenzeno	0,16
	1,2,4,5-tetraclorobenzeno	0,01
	1,2,3,5-tetraclorobenzeno	0,0065
Ésteres de ftalatos	Di-n-butil ftalato	0,7
	Di (2-etilhexil) ftalato (DEHP)	1
	Dimetil ftalato	0,25
Fenóis não clorados		0,16
Fenóis clorados		0,031
		2,4
		0,16
Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos	Benzo (a) antraceno	0,025
	Benzo (a) pireno	0,052
	Benzo (a) fluoranteno	0,38
	Indenol (1,2,3,-c,d) pireno	0,031
	Naftaleno	0,12
	Fenantreno	3,3
	Lindano	0,001

FONTE: CONAMA 375 (2006)

A quantidade de lodo de esgoto aplicada no solo é calculada conforme a necessidade de nitrogênio (N) da cultura em questão, que leva em consideração a concentração de N disponível (fração de mineralização) conforme o processo em que foi gerado o resíduo: lodo não digerido, 40%; digerido aerobicamente, 30%; digerido anaerobicamente, 20%; e lodo compostado, 10%.

Segundo o CONAMA 375 (2006) fica proibida a utilização de qualquer classe de lodo de esgoto ou produto derivado em pastagens e cultivo de olerícolas, tubérculos e raízes, e culturas inundadas, bem como as demais culturas cuja parte comestível entre em contato com o solo. Em solos onde for aplicado o lodo de esgoto e/ou produto derivado, as pastagens

só podem ser implantadas após um período mínimo de 24 meses da última aplicação e, olerícolas, tubérculos, raízes e demais culturas cuja parte comestível entre em contato com o solo bem como cultivos inundáveis, após um período mínimo de 48 meses da última aplicação.

A utilização de lodo de esgoto ou produto derivado de classe B é permitida somente em cultivos de café, povoamentos silviculturais, culturas para produção de fibras e óleos, com a aplicação mecanizada, em sulcos ou covas, seguidas de incorporação.

5. USO AGRÍCOLA DO LODO DE ESGOTO

O uso agrícola do lodo de esgoto pode proporcionar benefícios agrônômicos como: elevação dos valores de pH do solo (SILVA et al., 2002), teor de C orgânico e da CTC (MELO et al., 1994; OLIVEIRA et al., 2002), redução da acidez potencial (RAISON et al., 1987), aumento na disponibilidade de nutrientes (BERTON et al., 1997; DA ROS et al., 1993; OLIVEIRA et al., 1995; OLIVEIRA, 2000), maior retorno econômico em relação à aplicação de fertilizante químico (DOU et al., 1997), melhorias nas propriedades físicas do solo (JORGE et al., 1991), além de representar um benefício de ordem social pela disposição final com menor impacto negativo do resíduo no ambiente.

Como consequência da Resolução 375 do CONAMA (2006), que na prática dificulta a aplicação do lodo de esgoto em culturas que atinjam a cadeia alimentar, regularizou o uso em sistemas florestais, uma vez que o produto final, a madeira, pode ser destinado à fabricação de papel e celulose, carvão vegetal e móvel. Além disso, esta atividade surge como uma possibilidade de minimizar a emissão dos gases do efeito estufa pela fixação do CO₂ (MIEHLE et al., 2006; ABRAF, 2009).

No Brasil, o total de florestas plantadas em 2008 foi de 6.126.000 ha, somando áreas de eucalipto e pinus, tendo a Região Sul 77% da área plantada de pinus e a Região Sudeste 57% da área plantada de eucalipto (ABRAF, 2009). Entretanto, grande parte destas áreas está localizada em solos de baixa fertilidade, alta acidez e com um regime regular de umidade (BARROS et al., 1981; MORAES NETO et al., 2007), o que implica em uma maior preocupação com a sustentabilidade destas florestas.

A sustentabilidade de uma plantação florestal está diretamente relacionada, ao balanço nutricional do ecossistema. Assim, para o crescimento adequado das árvores, a quantidade de nutrientes essenciais que entra no ecossistema, a médio e longo prazo deve ser equivalente a quantidade que sai (POGGIANI et al., 2000). Frequentemente, os nutrientes N e P são os mais limitantes para o crescimento dos plantios florestais (BARROS et al., 1981; ASHTON & KELLIHER, 1996). A demanda por estes nutrientes é suprida, em geral, por adubos minerais fosfatados e nitrogenados (FISCHER & BINKLEY, 2000), os quais podem ser substituídos totalmente por fertilizantes orgânicos, como: o lodo de esgoto (SILVA et al., 2008).

O uso do lodo de esgoto em sistemas florestais foi incentivado na Europa, Austrália e América do Norte desde a década de 1980 (MCNAB & BERRY, 1985; PHILLIPS et al., 1986; HART et al., 1988; WEETMAN et al., 1993; HENRY et al., 1994; POLGLASE & MYERS, 1995; BRAMRYD, 2001). No Brasil, pesquisas recentes têm gerado informações sobre a aplicação do lodo em plantios florestais (ANDRADE & MATTIAZZO, 2000; ROCHA et al., 2004; MOLINA et al., 2006; LIRA et al., 2008; SILVA et al., 2008; BROSSI, 2009; FIRME, 2009; MALDONADO, 2009). Contudo, estes trabalhos relatam que o efeito positivo do lodo de esgoto sobre as propriedades químicas e físicas do solo favorece a absorção de nutrientes pelas raízes das plantas de *Eucalyptus grandis* e o aumento da produção de madeira.

6. LODO DE ESGOTO E A DINÂMICA DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS

Entre os elementos inorgânicos potencialmente tóxicos, alguns são micronutrientes como, B, Cl, Fe, Mn, Mo, Ni, Cu, Se, Zn e Co, que são indispensáveis para o desenvolvimento vegetal e, ou, animal, no entanto, em quantidades pouco acima do normal podem ser tóxicos. Outros elementos, como As, Cd, Hg, Pb e Cr, são tóxicos, mesmo em quantidades relativamente pequenas.

Os elementos potencialmente tóxicos geralmente encontrados no lodo de esgoto são: o Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sn e Zn (BETTOL & CAMARGO, 2000). A concentração desses elementos no lodo pode ser influenciada pela origem do esgoto, pelo perfil industrial de cada região, pelo tipo de processo empregado para o tratamento do lodo de esgoto e pelos fatores de sazonalidade (ABREU JUNIOR et al., 2005). É relevante destacar que a concentração dos elementos potencialmente tóxicos no lodo é maior que a encontrada nos solos agrícolas, portanto a aplicação deste resíduo no solo pode levar ao acúmulo de alguns elementos potencialmente tóxicos no agrossistema e, conseqüentemente, a sua lixiviação no perfil do solo (OLIVEIRA & MATTIAZZO, 2001; MARTINS et al., 2003; RANGEL et al., 2004; SILVA et al., 2006)

A movimentação de elementos potencialmente tóxicos no perfil do solo pode se elevar em solos arenosos com baixos teores de matéria orgânica e sujeitos a chuvas intensas, embora Taylor et al. (1995) afirmam que a quantidade de contaminantes lixiviados é menor que 1% do total adicionado. Os teores de óxidos de Fe e Al no solo, também, podem influenciar a mobilidade dos elementos contaminantes no perfil do solo (MATTIAZZO, 1994; ISEA et al., 2000; ANDRADE & MATTIAZZO, 2000; RICHARDS et al., 2000; ASHWORTH & ALLOWAY, 2004), já que a presença destes elementos

nas suas formas solúveis, indicam maiores valores de acidez e conseqüentemente, menores valores de pH da solução do solo (DA SILVA et al., 2012a).

A disponibilidade de um elemento químico para as plantas pode ser indicada pela concentração deste elemento na parte aérea das mesmas, em relação a sua concentração no solo. Nesse sentido, pesquisas tem demonstrado que Cd e Zn possuem os maiores coeficientes de transferência para as plantas, enquanto Cu e Cr são menos disponíveis (LASAT, 2000). Andrade e Mattiazzo (2000) ao estudarem nitratos e elementos potencialmente tóxicos no solo e nas árvores após aplicação de biossólido (lodo de esgoto) em plantas florestais de, concluíram que, aos 360 dias após o plantio de eucalipto, os metais Cu, Ni e Zn não tiveram a fitodisponibilidade alterada em função das doses de lodo de esgoto. Entretanto, na mesma área experimental, cinquenta e cinco meses após a aplicação do lodo de esgoto, foi observado que Ni e Zn tiveram sua fitodisponibilidade alterada pelas doses de lodo (MOLINA et al. 2006).

7. LODO DE ESGOTO E A PRESENÇA DE PATÓGENOS

O uso agrícola de lodo de esgoto requer, também, preocupação acerca da contaminação do ambiente por patógenos. Os organismos patogênicos passíveis de serem encontrados no lodo de esgoto se constituem em ovos de helmintos, cistos de protozoários, bactérias, fungos e vírus entéricos, em que as quantidades são dependentes da origem, da época do ano e do processo de tratamento ao qual o lodo foi submetido (Soccol et al., 2010). Dessa forma, os agentes patogênicos presentes no lodo, se estiverem viáveis e infectantes, eles podem causar infecção em humanos ou em animais.

As condições de clima, temperatura e solo são importantes para a sobrevivência das formas de resistência dos parasitos no meio externo. No Estado do Paraná, região metropolitana onde o clima é subtropical, Thomas-Soccol et al. (1999) constataram que após 180 dias da incorporação de lodo no solo ainda encontravam-se ovos de helminto viáveis. No entanto, Souza et al. (2008), em análise do tempo de sobrevivência de ovos de helminto no Distrito Federal, no qual o solo é arenoso e o clima é tropical, não observaram a presença de ovos após três semanas.

Em outros países, pesquisadores há décadas atestam a longa sobrevivência de ovos de helminto no solo. Ovos de *Ascaris*, por exemplo, resistem até 10 anos, conforme comprovado por trabalhos de Brudastov e colaboradores em 1971, que se autoinfectaram com ovos de *Ascaris lumbricoides* mantidos por este período no solo (Schmidt e Roberts, 1981). Estes trabalhos clássicos da literatura em parasitologia confirmam que a permanência de ovos de *Ascaris* por longos períodos em solo oferece riscos de infecção para os humanos. Além da ingestão de vegetais crus cultivados em solo contaminado com ovos, a ingestão de terra (hábito comum em crianças) contaminada e até mesmo a inalação de poeira com ovos possibilitam a infecção (Soccol et al., 2010).

Nesse sentido, especificamente para as condições do clima brasileiro, há carência de conhecimento sobre persistência de patógenos nos solos após aplicação de lodo, embora se saiba que a própria competição com organismos do solo seja apontada como um fator de estresse ambiental determinante de sua capacidade de sobrevivência (Bonnet et al., 2000).

Do ponto de vista de bactérias do tipo coliforme, o solo é um ambiente bastante agressivo para estas bactérias, sendo que os relatos mostram que o uso efluente de esgoto tratado no solo proporcionou inicialmente um aumento na quantidade de coliformes, mas que os valores declinam para valores similares aos observados antes da aplicação, em um período inferior a 20 dias (HAIG, 2011).

8. LODO DE ESGOTO E A PRESENÇA DE COMPOSTOS ORGÂNICOS POLUENTES

Em função da sua composição, o lodo de esgoto pode apresentar características indesejáveis sob o ponto de vista agrônômico, tais como a presença de compostos orgânicos poluentes, como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs).

A quantidade de contaminantes no lodo de esgoto está relacionada com a origem do esgoto, por exemplo, se o despejo de águas residuárias de origem industrial prevalecer sobre as de origem doméstica, o lodo de esgoto tenderá apresentar teores superiores de substâncias orgânicas em relação ao lodo coletado em uma situação inversa. Além disso, a variação nos teores dessas substâncias também pode ser influenciada pelo perfil industrial de cada região e por fatores de sazonalidade.

Os HPAs são compostos orgânicos que apresentam dois ou mais anéis aromáticos fundidos, caráter hidrofóbico, baixa biodegradabilidade e potencial acumulativo (VASCONCELLOS et al., 2007). Naturalmente, surgem através das atividades vulcânicas, porém estes compostos podem surgir por meio de derramamentos de petróleo, geração de energia elétrica, e da combustão incompleta do lixo e da madeira, por exemplo. Também podem ser formados a partir da produção de carvão e asfalto (ALBERS, 1995). Podem, ainda, ser originados a partir da queima incompleta de combustíveis fósseis, sendo que a ocorrência ambiental dos HPAs pode ser, invariavelmente, na forma de misturas de diferentes compostos químicos (BILLIARD et al., 2006).

Esses compostos orgânicos podem ser volatilizados, degradados (por meio de processos bióticos e/abióticos), adsorvidos no lodo ou descartados no efluente tratado (HARRISON, E.Z. et al., 2006). A degradação resulta na formação de outros produtos que podem ser mais ou menos tóxicos que o composto original. Para muitas substâncias orgânicas, a adsorção no lodo de esgoto é a rota primária para a sua remoção nas águas residuárias e esgotos. Isso é especialmente correto para substâncias tóxicas persistentes e bioacumulativas (HARRISON, E.Z. et al., 2006; WILSON et al., 1994). Essas substâncias orgânicas presentes no lodo de esgoto aplicado no solo podem ser absorvidas pelas plantas e transferidas para os seres humanos via cadeia alimentar (LATURNUS, F. et al., 2007).

Os efeitos tóxicos desses compostos podem ser de mutagenicidade, carcinogenicidade e teratogenicidade. Os efeitos toxicológicos agudos nos organismos são mais severos para HPAs de menor massa molar, tais como os que apresentam 2 à 3 anéis aromáticos, enquanto que nos HPAs que apresentam de 4 à 6 anéis aromáticos o que prevalece é o alto potencial de mutagenicidade (NASCIMENTO et al., 2007).

Desta forma, fica explícita a relevância do conhecimento do comportamento das substâncias orgânicas, a fim de se avaliar o potencial de contaminação, em longo prazo, da aplicação de lodo de esgoto no sistema florestal.

Sendo assim, a CETESB 2005, por meio da Decisão de Diretoria n° 195, estabelece valores orientadores de concentrações de substâncias orgânicas para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo. Nessa decisão são definidos valores de referências de qualidade, valores de prevenção e de intervenção.

Posteriormente, a Resolução N° 375 (CONAMA, 2006) listou grupos de substâncias orgânicas potencialmente tóxicas a serem determinados no lodo de esgoto ou produto derivado e estabelece concentrações mínimas permitidas no solo, sendo eles: os benzenos clorados, ésteres de ftalatos, fenóis clorados e não clorados, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HPAs) e os poluentes orgânicos persistentes (POPs), conforme já listado na Tabela 5.

9. LODO DE ESGOTO, CARBONO E A QUALIDADE DA MATERIA ORGÂNICA DO SOLO

Em solos sob clima Tropical, os efeitos da adição de lodo de esgoto sobre o carbono orgânico do solo podem ser temporários ou duradouros (MELO et al., 1994; MARQUES, 1996; OLIVEIRA et al., 2002), tendo sido verificado, em longo prazo, aumentos lineares nos teores de C orgânico, com a aplicação de doses crescentes de lodo (DIAS et al., 2007).

Estudos demonstram que ocorre aumento dos teores de C orgânico pela aplicação de lodo de esgoto, uma vez que uma aplicação de 240 Mg ha⁻¹ praticamente dobrou a concentração de carbono armazenado no solo, em relação à área sem utilização do resíduo; sendo que as áreas cultivadas com aplicação de lodo de esgoto possuem maiores teores de C orgânico do que a área sob mata nativa adjacente ao experimento, bem como daquela com uso exclusivo de adubo mineral (SOARES et al., 2008). Os mesmos autores observaram ainda que a aplicação de doses acumuladas de até 120 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto aumenta a biodisponibilidade da matéria orgânica do solo, pela maior presença da fração leve no solo e de C associado a esta fração. Esses dados foram obtidos após a sexta aplicação de lodo de esgoto com doses acumuladas em base seca - 0, 30, 60, 120 e 240 Mg ha⁻¹, após seis cultivos subsequentes de milho.

Contudo, esses aumentos dependem das taxas de decomposição do lodo no solo e dos fatores que a condicionam (OLIVEIRA et al., 2002). De acordo com Fernandes et al. (2005), a aplicação de lodo de esgoto aumenta o fluxo de CO₂, N₂O e CH₄ para a atmosfera, contudo isso não implica em menor estoque de carbono orgânico no solo. Esses resultados foram obtidos utilizando uma dose de até oito vezes a dose recomendada de lodo, com quatro aplicações e em quatro cultivos de milho consecutivos, num Latossolo Vermelho-Escuro distrófico, sob condições de campo em região Tropical.

Além de alterar o teor da matéria orgânica do solo, o lodo pode exercer influência sobre sua composição química, pois os solos tratados com esse resíduo podem apresentar menor quantidade de C lábil (C-carboidrato) e maior presença de óleos e graxas, em relação aos solos que não receberam lodo (HOHLA et al., 1978).

Assim, conhecer a qualidade da MO do solo e de suas frações é uma forma de melhor entender as funções que a mesma exerce. Por exemplo, por meio do grau de aromaticidade da MO é possível inferir sobre seu grau de recalcitrância; ou a proporção de grupos carboxílicos ou fenólicos pode ser relacionada com a capacidade de troca de cátions (CTC) do solo; e até mesmo sua hidrofobicidade pode ser relacionada com a capacidade de retenção de água do solo (DIEKOW, 2003). Com isso, torna-se imprescindível que a adição da matéria orgânica no solo, proveniente da aplicação do lodo de esgoto, seja monitorada a fim de se compreender a sua dinâmica, influência, bem como sua estabilidade no sistema.

Nos últimos anos, técnicas espectroscópicas vêm demonstrando grande potencial para auxiliar no entendimento dos processos relacionados com a dinâmica da matéria orgânica do solo.

Neste contexto, destaca-se a Fluorescência Induzida por Laser (FIL), uma técnica semi-quantitativa, que tem se mostrado eficiente e precisa para avaliar o grau de humificação da matéria orgânica de solos intactos, sem o uso de qualquer procedimento de fracionamento químico ou físico, reduzindo riscos de eventuais vícios de laboratório, bem como resíduos tóxicos originados no processo de análise. Essa técnica exige que seja feita a razão entre a área do espectro de fluorescência e o teor de carbono orgânico, para que seja calculado o grau de humificação (HFI) (MILORI et al, 2002).

Já a técnica espectroscópica de Refletância no Infravermelho Próximo (NIRS) tem sido utilizada para se quantificar o teor de matéria orgânica dos solos, inclusive o conteúdo de carbono (VELASQUEZ et al., 2006; FERNANDES et al., 2010; MILORI et al., 2011). Essa técnica fundamenta-se no uso de calibrações acopladas às determinações obtidas via análise química, utilizando absorvância em vários comprimentos de onda para prever as propriedades particulares de uma dada amostra. A grande vantagem do uso do NIRS, comparado a outras ferramentas analíticas, está no custo e velocidade de determinação (comparando com outras ferramentas baseadas na combustão a seco, como TOC ou análise elementar) ou na eliminação do uso de reagentes tóxicos, como o dicromato de potássio, no método da oxidação em via úmida (Walkley-Black).

Pelo fato de a MO estar presente, geralmente, em pequena quantidade e associada às demais frações do solo, para a realização de estudos mais aprofundados se faz necessário o fracionamento químico da MO do solo, que se baseia nas características de solubilidade, e assim, obtêm-se as substâncias húmicas, que geralmente representam em torno de 70 % da MO do solo (SCHNITZER, 1991).

A partir das substâncias húmicas, métodos espectroscópicos como a Ressonância Magnética Nuclear (RMN), Ressonância Paramagnética Eletrônica (RPE), Fluorescência de Luz UV-visível e Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR) têm sido utilizados com objetivo de analisar as mudanças estruturais e a reatividade da MO do solo quando adicionado lodo de esgoto (MILORI et al., 2002; SANTOS, 2008, CANELLAS, 2005; NARIMOTO, 2006). Os resultados obtidos por meio da espectroscopia demonstram que a aplicação do lodo de esgoto no solo eleva o teor de carbono, aumenta o teor de estruturas alifáticas e, conseqüentemente, diminui a aromaticidade da matéria orgânica do solo, devido à incorporação de material fresco, rico em estruturas alifáticas como óleos e graxas, presentes no lodo de esgoto. Esta MO fresca, aos poucos será transformada microbiologicamente, sendo que sua estabilidade estará atrelada tanto às características químico-estruturais do material em si, quanto à forma que as estruturas orgânicas estarão ligadas à fração mineral do solo, principalmente as argilas (MARTIN-NETO et al., 2009).

10. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O uso agrícola de lodo de esgoto no solo deve ser restringido, no sentido de evitar contaminação do ambiente, alimentos, bem como das pessoas que manusearem o material. Tomando-se estes cuidados, a reciclagem dos nutrientes e matéria orgânica presentes no material pode trazer um ganho de fertilidade do solo, bem como diminuição de pressão às reservas naturais (principalmente K e P), fato este que torna a agricultura moderna vulnerável no médio/longo prazo, já que a extração em larga escala pode levar à escassez futura. Além deste fato, o Brasil importa a maior parte do fertilizante mineral utilizado. Aumentar a reciclagem agrícola de nutrientes representará menores gastos com importação.

A resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente nº375 (CONAMA, 2006) é necessária e foi instituída para regulamentar o uso deste material para fins agrícolas. Entretanto, existe ainda uma série de dificuldades, principalmente relativas à qualidade do lodo gerado nos diversos sistemas de tratamento de esgoto (que muitas vezes inviabilizam o seu uso por excesso de contaminantes), bem como em métodos rotineiros de análise e de custo acessíveis, principalmente na avaliação de vírus e contaminantes orgânicos (fato que na prática onera, dificulta o licenciamento do uso e desestimula o uso). Estes fatos ainda tornam o uso do lodo de esgoto na agricultura pouco comum no Brasil, apesar do seu grande potencial produtivo. O uso de lodo de esgoto no solo como fertilizante ou condicionador é, sem dúvida, uma alternativa muito interessante de reciclagem deste resíduo urbano, e tenderá a aumentar com a efetivação do Plano Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2012).

LITERATURA RECOMENDADA

ABRAF - Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas. Anuário estatístico da ABRAF: ano base 2008. Brasília: ABRAF, 2009. <http://www.abraflor.org.br/estatisticas.asp> (02 de maio de 2010).

ABREU JUNIOR, C.H.; BOARETTO, A.E.; MURAOKA, T.; KIEHL, J.C. Uso agrícola de resíduos orgânicos: propriedades químicas do solo e produção vegetal. *Tópicos em Ciência do Solo*, Viçosa, v.4, p.391-479, 2005.

ANDRADE, C.A.; MATTIAZZO, M.E. Nitratos e metais pesados no solo e nas árvores após aplicação de biossólido (lodo de esgoto) em plantas florestais de *Eucalyptus grandis*. *Scientia Forestalis*, Piracicaba, v.58, p.59-72, 2000.

ALBERS, P.H. Petroleum and individuals polycyclic aromatic hydrocarbons. In: Hoffman, D.J.; RATTNER, B.A.; BURTON, G.A.; CAIRNS, Journal Handbook of Ecotoxicology. Boca Raton: Lewis publishers, 330-355, 1995.

ASHWORTH, D.J., ALLOWAY, B.J. Soil mobility of sewage sludge-derived dissolved organic matter, copper, nickel and zinc. *Environmental Pollution*, London, v.127, p.137-144, 2004.

ASHTON, D.H., KELLIHER, K.J. The effect of soil desiccation on the nutrient status of *Eucalyptus regnans* F. Muell seedlings. *Plant and Soil*, v.179, p.45-56, 1996.

- BARROS, N.F.; BRAGA, J.M.; BRANDI, R.M.; DEFELIPO, B.V. Produção de eucalipto em solos de cerrado em resposta a aplicação de NPK e de B e Zn. *Revista Árvore*, v.5, p.90-103, 1981.
- BERTON, R.S.; VALADARES, J.M.A.S.; CAMARGO, O.A.; BATAGLIA, O.C. Peletização do lodo de esgoto e adição de CaCO₃ na produção de matéria seca e absorção de Zn, Cu e Ni pelo milho em três Latossolos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 21, n. 4, p. 685-691, 1997.
- BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. de. A disposição de lodo de esgoto em solo agrícola. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. de. Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006. p. 25-35.
- BETTIOL, W. Effect of sewage sludge on the incidence of corn stalk rot caused by *Fusarium*. *Summa Phytopathologica*. V. 30, n.1, p.16-22. 2004.
- BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. 312p.
- BETTIOL, W.; CARVALHO, P.C.T. Resíduo orgânico como fertilizante para a cultura do milho (*Zea mays* L.) híbrido HMDO 7974. *Fertilizantes*, São Paulo, v.4, n.1, p.14-15, 1982.
- BILLIARD, S.M.; TIMME-LARAGY, A.R.; WASSENBERG, D.M.; COCKMAN, C.; DI GIULIO, R.T. The role of the aryl hydrocarbon receptor pathway in mediating synergistic development toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbon to zebrafish. *Toxicology Science*. 92, 2, 526-536, 2006.
- BOARETTO, A.E. Uso de lodo de esgoto como fertilizante. Botucatu, FINEP, 1986. 185p.
- BONNET, B.R.P. Manual de métodos para análises microbiológicas e parasitológicas em reciclagem agrícola do lodo de esgoto. 2. ed. Curitiba: SANEPAR, 2000.
- BRAMRYD, T. Effects of liquid and dewatered sewage sludge applied to a Scots pine stand (*Pinus sylvestris* L.) in Central Sweden. *Forest Ecology and management*, Amsterdam, v.147, p.197-216, 2001.
- BRASIL. Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Ministério do Meio Ambiente: Brasília. 2012.
- BROSSI, M.J.L. Ecotoxicologia de um sistema florestal de eucaliptotratado com lodo de esgoto. 2009. 85f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.
- CANELLAS, L. P.; SANTOS, G. A. 2005. Humosfera: tratado preliminar sobre a química das substâncias húmicas. UENF, 309 p.
- CARVALHO, P.C.T.; BARRAL, M.F. Aplicação do resíduo orgânico como fertilizante. *Fertilizantes*, São Paulo, v.3, n.2, p.3-5, 1981.
- CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. DECISÃO DE DIRETORIA Nº 195-2005- E, 23 de novembro de 2005. Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo, 4 p. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/solo/relatorios/tabela_valores_2005.pdf. Acesso em 28/08/2013.
- CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas – Critérios para projeto e operação (Manual Técnico – P4230). 32 p. 1999.
- CHAGAS, F.W. Estudo de patógenos e metais em lodo digerido bruto e higienizado para fins agrícolas, das Estações de Tratamento de Esgotos da Ilha do Governador e da Penha no Estado do Rio de Janeiro. 102 f. 2000. Dissertação – Programa de Pós Graduação da Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública, RJ, 2000.
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Brasília. 2011.
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução 375: Uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados: critérios para projeto e operação. Brasília. 2006.
- COSCIONE, A.R.; NOGUEIRA, T.A.R.; PIRES, A.M.M. Uso agrícola de lodo de esgoto: avaliação após a resolução nº375 do CONAMA. Botucatu: FEPAF, 2010, 407p.
- DAMASCENO, S.; CAMPOS, J. R. Caracterização de lodo de Estação de Tratamento de Esgotos Sanitários para Uso Agrícola. 1998. Disponível em: <http://www.cepis.ops-oms.org>. Acessado em 28 de agosto de 2013.
- DA ROS, C.O.; AITA, C.; CERETTA, C.A.; FRIES, M.R. Lodo de esgoto: efeito imediato no milho e residual na associação aveia-ervilhaca. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 17, p. 257-261, 1993.
- DA SILVA, W.T.L. Sistemas biológicos simplificados aplicados no Saneamento Básico Rural. In: *Instrumentação Aplicada à Agricultura*. 2014 (no prelo).
- DA SILVA, W.T.L., MARTELLI, L.F.A.; ALMEIDA, T.L.; MILORI, D.M.B.P.; MARTIN-NETO, L. Contaminação do solo: aspectos gerais e contextualização na Química Ambiental. In: Rosa, A.H.; Fraceto, L.F.; Moschini-C.V. (Org.). *Meio Ambiente e Sustentabilidade*. Porto Alegre: Bookman, 2012a, p. 67-87.
- DA SILVA, W.T.L.; NOVAES, A.P.; KUROKI, V.; MARTELLI, L.F.A.; MAGNONI-JR., L. Avaliação físico-química de efluente gerado em biodigestor anaeróbio para fins de avaliação de eficiência e aplicação como fertilizante agrícola. *Química Nova*, v. 35, p. 35-40, 2012b.
- DOU, H.; ALVA, A.K.; KHAKURAL, B.R. Nitrogen mineralization from citrus tree residues under different production conditions. *Soil Science Society of America Journal*, v. 61, p.1226-1232, 1997.
- DIAS, B. O. ; SILVA, C. A. ; SOARES, E. M. B. ; BETTIOL, W. Estoque de Carbono e Quantificação de Substâncias Húmicas em Latossolo Submetido a Aplicação Contínua de Lodo de Esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 31, p. 701-711, 2007.
- DIEKOW, J. Estoque e qualidade da matéria orgânica do solo em função de sistemas de culturas e adubação nitrogenada no sistema plantio direto. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.
- FAUSTINO, A.S. Estudos físico-químicos do efluente produzido por fossa séptica biodigestora e o impacto do seu uso no solo. 2007. 120 p. Dissertação (Mestrado em Química Analítica) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2007.

- FERNANDES, F.A.; FERNANDES, A.H.B.M.; BUENO-SOBRINHO, A.A.; MONTEIRO, H.C.; SILVA, A.C.G; Uso de espectroscopia de refletância no infravermelho próximo (NIRS) na análise de carbono de Neossolos do Pantanal. Corumbá, MS: EMBRAPA PANTANAL, 2010 (EMBRAPA Pantanal, Comunicado técnico 86).
- FERNANDES, S.A.P., BETTIOL, W.; CERRI, C.C., CAMARGO, P. Sewage sludge effects on gas fluxes at the soil-atmosphere interface, on soil $\delta^{13}C$ and on total soil carbon and nitrogen. *Geoderma*, v.125, p. 49-57, 2005.
- FIRME, L.P. Produção de madeira e elementos potencialmente tóxicos no sistema solo-eucalipto tratado com lodo de esgoto. 2009. 81f. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.
- FISHER, R., BINKLEY, D. *Ecology and Management of Forest Soils*. John Wiley and Sons Inc, 2000.
- FLORENCIO, L.; BASTOS, R.K.X.; AISSÉ, M.M. Reuso das águas de esgoto sanitário inclusive desenvolvimento de tecnologias de tratamento para esse fim. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 427 p
- FRANCO, A.; ABREU JUNIOR, C.H.; PERECIN, D.; OLIVEIRA, F.C.; GRANJA, A.C.R.; BRAGA, V.S. Sewage sludge as nitrogen and phosphorus source for cane-plant and first ratoon crops. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v.34, p.553-561, 2010.
- GADIOLI, J.L.; NETO, P.F. Rendimento de milho e feijão preto cultivado em solo acrescido de lodo de esgoto. *Sanare. Revista Técnica da Sanepar*, Curitiba, v.21, n.21, p. 53-58, 2004.
- HAIG, N. Onsite Sewage Treatment Program, University of Minnesota. Manual for Septic System Professionals in Minnesota, Section 3: Sewage Treatment Utilizing Soil. 2nd Ed. St. Paul, MN, p. 3-1 a 3-40, 2011.
- HARRISON, E.Z. Organic Chemicals in Sewage Sludges. *Science of the Total Environment*. v 367, p.481-497, 2006.
- HENRY, C.L.; COLE, D.W.; HARRISON, R.B. Use of municipal sludge to restore and improve site productivity in forestry: the Park Forest Sludge Research Program. *Forest Ecology and Management*. v.66, p.137-149, 1994.
- HOHLA, G.N.; JONES, R.L. & HINESLY, T.D. The effect of anaerobically digested sewage sludge on organic fractions of blount silt loam. *J. Environ. Qual.*, 7:559-563, 1978.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE 2008. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaoodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf. Acesso em: 28 de agosto de 2013.
- ISEA, D.; VARGAS, L.; BELLO, N.; DELGADO, J.G. Lixiviação de metais no nutrientes em solos submetidos a riego com águas residuais tratadas. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27. Porto Alegre, 2000. Anais. Porto Alegre: ABES, 2000.
- JORGE, J.A.; CAMARGO, O.A.; VALADARES, J.M.A.S. Condições físicas de um Latossolo Vermelho-Escuro quatro anos após aplicação de lodo de esgoto e calcário. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 15, p. 237-240, 1991.
- LASAT, M.M. Phytoextraction of metal from contaminated soil: a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. *Journal of Hazardous Substance Research*, Manhattan, v.2, p.1-25, 2000.
- LATURNUS, F.; von ARNOLD, K.; GRON, C. Organic contaminants from sewage sludge applied to agricultural soils. *Environment Science and Pollution Research*. v.14, n.1, p.53-60, 2007.
- LIRA, A.C.S.; GUEDES, M.C.; SCHALCH, V. Reciclagem de lodo de esgoto em plantações de eucalipto: carbono e nitrogênio. *Engenharia Sanitária Ambiental*, Rio de Janeiro, v.13, n.2, p.207-216, 2008.
- MARTIN-NETO, L.; MILORI, D.M.B.P.; DA SILVA, W.T.L.; SIMOES, M.L. EPR, FTIR, Raman, UV-visible light absorption and fluorescence spectroscopies in studies of humic substances. In: N. Senesi, B. Xing, P.M. Huang. (Org.). *Biophysico-Chemical Processes Involving Natural Organic Matter in Environmental Systems*. Hoboken: Wiley IUPAC Series, p.651-728, 2009.
- MACEDO, F. G.; MELO, W. J.; MERLINO, L. C. S.; RIBEIRO, M. H.; CAMACHO, M. A.; MELO, G. M. P. Agronomic traits of corn fertilized with sewage sludge. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v. 43, p. 1790-1799, 2012.
- MELO, V.F.; CASTILHOS, R.M.V.; PINTO, L.F.S. Reserva Mineral do Solo In: MELO, V.F.; ALLEONI, L.R.F. (Eds.) *Química e Mineralogia do Solo*. Viçosa:SBSC, p. 251-332, 2009.
- MELO, W.J.; MARQUES, M.O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: Bettiol, W. & Camargo, O.A. *Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto*. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000, p. 109-141. 2000.
- MALDONADO, C.A.B. Fertilidade do solo, nutrição e crescimento de plantas de eucalipto ao longo de 46 meses após aplicação de lodo de esgoto. 2009. 111f. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.
- MARQUES, M.O. Incorporação de lodo de esgoto em solo cultivado com cana-de-açúcar. Jaboticabal, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinária, 1996. 111p. (Tese de Livre Docência).
- MARTIN-NETO, L.; MILORI, D. M.B.P.; DA SILVA, W.T.L.; SIMOES, M.L. EPR, FTIR, Raman, UV-visible light absorption and fluorescence spectroscopies in studies of humic substances. In: N. SENESI, B. XING, P.M. HUANG (Org.) *Biophysico-Chemical Processes Involving Natural Organic Matter in Environmental Systems*. Hoboken, New Jersey: Wiley IUPAC Series, p. 651-728, 2009.
- MARTINS, A.L.C.; BATAGLIA, O.C.; CAMARGO, O.A. Fitodisponibilidade de cobre, níquel e zinco em um Latossolo Vermelho tratado com lodo de esgoto e calagem. *Scientia Agricola*, Piracicaba, v.60, n.4, p.747-754, 2003.
- MATTIAZZO-PREZOTTO, M.E. Comportamento de cobre, cádmio, cromo, níquel e zinco adicionados a solos de clima tropical em diferentes valores de pH. 1994. 197 p. Tese (Livre Docência) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1994.
- McNAB, W.H.; BERRY, C.R. Distribution of aboveground in three pine species planted on a devastated site amended with sewage sludge or inorganic fertilizer. *Forest Science*, v.31, p.373382, 1985.

- MELO, W.J.; REVOREDO, M.D.; BRAZ, L.T. Heavy metals nutrients in tomato plants cultivated in soil amended with biosolid composts. *Acta Horticulturae*, Louvain, v. 627, p. 203-209, 2003.
- MELO, V.P.; BEUTLER, A.N.; SOUZA, Z.M.; CENTURION, J.F.; MELO, W.J. Atributos físicos em latossolos adubados cinco anos com biossólido. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 2003.
- MELO, W.J.; MARQUWUES, M.O.; FERREIRA, M.E.; MELO, V.P. Chemical properties and enzyme activity in a sewage sludge treated soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, Philadelphia, PA, v. 33, n.9 e 10, p. 1643-1659, 2002.
- MELO, W.J.; MARQUES, Marcos Omir ; BELLINGIERI, P. A. ; GHNARRETO ; KANESIRO, M. A. B. ; MARQUES, T. A. ; CHELLI, R. A. ; LEITE, S. A. S. . Residual effect of sewage sludge on the fertility of a soil cropped with sugarcane.. *Proc Of The 8th Meeting Of The International Society Of Humic Substances Society*, Wroclaw, v. único, p. 419-424, 1997.
- MELO, W.J.; ANDRÁ, É.M.; MARQUES, M.O.; MELO, V.P. Effect of fertilization with sewage sludge on soil urease activity and nitrogen supply to sorghum.. *Proc Of The 8th Meeting Of The International Humic Substance Society*, Wroclaw, v. único, p. 967-972, 1997.
- MELO, W.J.; MARQUES, M.O.; SANTIAGO, G.; CHELLI, R.A.; LEITE, S.A.S. Efeito de doses crescentes de lodo de esgoto sobre as frações da matéria orgânica e CTC de um Latossolo cultivado com cana-de-açúcar. *R. Bras. Ci. Solo*. 18:449-455, 1994.
- MIEHLE, P.; LIVESLEY S.J.; FEIKEMAB, P.M.; LIC, C.; ARNDT, S.K. Assessing productivity and carbon sequestration capacity of Eucalyptus globulus plantations using the process model Forest-DNDC: Calibration and validation. *Ecological Modelling*, v.192, p.83-94, 2006.
- MILORI, D.M.B.P.; SEGNINI, A.; DA SILVA, W.T.L.; POSADAS, A.; MARES, V.; QUIROZ, Z.; MARTIN-NETO, L. Emerging techniques for soil carbon measurements. In: WOLLENBERG, E.; NIHART, A.; TAPIO-BISTRÖM, M.; GRIEG-GRAN, M. (Org.). *Climate Change Mitigation and Agriculture*. London: Earthscan, 2011, p. 1-28.
- MILORI, D.M.B.P.; MARTIN-NETO, L.; BAYER, C. Fluorescência induzida por laser para análise da matéria orgânica de solos intactos. São Carlos, SP: Embrapa Instrumentação Agropecuária, 2002. 18 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 3).
- MILORI, D.M.B.P.; BAYER, C.; BAGNATO, V.S.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L. Humification degree of soil humic acids determined by fluorescence spectroscopy. *Soil Science*, Baltimore, v. 167, p. 739-749, 2002.
- MOLINA, M.V.; MATTIAZZO, M.E.; ANDRADE, C.A.; POGGIANI, F. Nitrogênio e metais pesados no solo e em árvores de eucalipto decorrentes da aplicação de biossólido em plantio florestal. *Scientia Forestalis*, Piracicaba, n.71, p.25-35, 2006.
- MORAES NETO, S.P.; ABREU JUNIOR, C.H.; MURAOKA, T. Uso de biossólido em plantios florestais. Planaltina, DF: EMBRAPA Cerrados, 2007 (Documentos/EMBRAPA Cerrados, ISS 1517-5111; 202).
- NASCIMENTO, R.F.; CAVALCANTE, R.M.; FILHO, N.S.M.; VIANA, R.B.; OLIVEIRA, I.R.N. Utilização da extração em fase sólida (SPE) na determinação de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos em matrizes aquosas ambientais. *Química Nova*. 30, 3, 560-564, 2007.
- NARIMOTO, K.M. Técnicas espectroscópicas aplicadas à análise da matéria orgânica do solo em pomares de citros sob adição de lodo de esgoto. 2006. 124 f. Dissertação (Mestrado em Ciências - Química analítica) – Instituto de Química de São Carlos, São Carlos,SP, 2006.
- NOGUEIRA, T.A.R.; SAMPAIO, R.A.; FONSECA, I.M.; FERREIRA, C.S.; SANTOS, S.E.; FERREIRA, L.C.; GOMES, E.; FERNANDES, L.A. Metais pesados e patógenos em milho e feijão caupi consorciados, adubados com lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v.11, n.3, p.331-338, 2007.
- NOVAES, A.P.; SIMOES, M.L.; INAMASU, R.Y.; JESUS, E.A.P.; MARTIN-NETO, L.; SANTIAGO, G.; DA SILVA, W.T.L. Saneamento Básico na Área Rural. In: Claudio Spadotto; Wagner Ribeiro. (Org.). *Gestão de Resíduos na Agricultura e na Agroindústria*. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, 2006, p. 262-275.
- OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M.E.; MARCIANO, C.R. & ROSSETO, R. Efeitos de aplicações sucessivas de lodo de esgoto em Latossolo Amarelo distrófico cultivado com cana-de-açúcar: carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. *R. Bras. Ci. Solo*, 26:505-519, 2002.
- OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M.E. Mobilidade de metais pesados em um Latossolo Amarelo Distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. *Scientia Agrícola*, Piracicaba, v.58, n.4, p.807-812, 2001.
- OLIVEIRA, F.C. Disposição de lodo de esgoto e composto de lixo urbano num Latossolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. 2000. 247 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2000.
- OLIVEIRA, F.C.; MARQUES, M.O.; BELLINGIERI, P.A.; PERECIN, D. Lodo de esgoto como fonte de macronutrientes para a cultura do sorgo granífero. *Scientia Agrícola*, v. 52, p. 360-367, 1995.
- PHILLIPS, R.P.; FISHER, J.T.; MEXAL, J.G. Fuelwood production utilizing Pinus eldarica and sewage sludge fertilizer. *Forest Ecology and Management*, v.16, p.95-102, 1986.
- POLGLASE, P. J.; MYERS, B. J. Tree plantation for recycling effluent and biosolids in Australia. In: ELDRIDGE, K. G.; CROWE, M. P.; OLD, K. M. (Eds.) *Environmental management: The role of Eucalypts and other fast growing species*. Proceedings of the Joint Australian-Japanese Workshop. Canberra, CSIRO, 1995. p.100-109.
- PNIR – Plan Nacional Integrado de Resíduos. Espanha. 2008. 136p. [http://www.mma.es/secciones/calidad_contaminacion/pdf/PNIR_22_12_2008_\(con_tablas_y_planes\).pdf](http://www.mma.es/secciones/calidad_contaminacion/pdf/PNIR_22_12_2008_(con_tablas_y_planes).pdf) (13 de dezembro de 2011).
- QUINTANA, N.R.; CARMO, M.S.; MELO, J.W. Viabilidade econômica do uso do lodo de esgoto na agricultura, Estado de São Paulo. *Informações Econômicas*, São Paulo, v. 39, n. 6, p. 31-36, 2009.
- RAIJ, B. van. Uso agrícola de biossólidos. In: SEMINÁRIO SOBRE GERENCIAMENTO DE BIOSSÓLIDOS NO MERCOSUL, 1., 1998, Curitiba. Curitiba: Sanepar; ABES, 1998. p.147-151.
- RAIJ, B. et al. Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo. Campinas: Instituto Agrônomo, 1996.

- RANGEL, O.J.P.; SILVA, C.A.; BETTIOL, W.; GUILHERME, L.R.G.; DYNIA, J.F. Acúmulo de Cu, Mn, Ni, Pb e Zn em Latossolo Vermelho adubado com fontes de lodo de esgoto e cultivado com milho. *Ciência e Agrotecnologia*, Lavras, v.28, n.1, p.15-23, 2004.
- RIBEIRINHO, V. S.; MELO, W. J.; SILVA, D. H. ; FIGUEIREDO, L. A.; MELO, G. M. P. . Fertilidade do solo, estado nutricional e produtividade de girassol, em função da aplicação de lodo de esgoto. *Pesquisa Agropecuária Tropical (Online)*, v. 42, p. 166-173, 2012.
- ROCHA, G.N.; GONÇALVES, J.L.M.; MOURA, I.M. Mudanças na fertilidade do solo e crescimento de um povoamento de *Eucalyptus grandis* fertilizado com biossólido. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v.28, p.623-639, 2004.
- SANTOS, H.F. Aplicação do lodo de estações de tratamento de esgotos em solos agrícolas. *Revista DAE*, São Paulo, v.32, n.122, p.31-48, 1979.
- SANTOS, L.M.; SIMÕES, M.L.; SILVA, W.T.L.; MILORI, D.M.B.P.; MONTES, C.R.; MELFI, A.J.; MARTIN-NETO, L. Caracterização química e espectroscópica de solos irrigados com efluente de esgoto tratado. *Eclética Química*, São Paulo, v.34, n.1, p. 39-44, 2009.
- SILVA, P.H.; POGGIANI, F.; GONÇALVES, J.L.M.; STAPE, J.L. Volume de madeira e concentração foliar de nutrientes em parcelas experimentais de *Eucalyptus grandis* fertilizadas com lodos de esgoto úmido e seco. *Revista Árvore*, v.32, p.845-854, 2008.
- SILVA, C.A.; RANGEL, O.J.P.; DYNIA, J.F.; BETTIOL, W.; MANZATTO, C.V. Disponibilidade de metais pesados para milho cultivado em Latossolo sucessivamente tratado com lodos de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v.30, p.353-364, 2006.
- SILVA, J.E.; RESCK, D.V.S. & SHARMA, R.D. Alternativa agrônômica para o biossólido produzido no Distrito Federal. I — Efeito na produção de milho e adição de metais pesados em Latossolo no cerrado. *R. Bras. Ci. Solo*, v. 26, p. 487-495, 2002.
- SILVA, F.C.; BOARETTO, A.E.; BERTON, R.S.; ZOTELLI, H.B.; PEXE, C.A.; MENDONÇA, E. Cana-de-açúcar cultivada em solo adubado com lodo de esgoto: nutrientes, metais pesados e produtividade. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v.33, n.1, p.1-8, 1998.
- SOARES, E.M.B.; SILVA, C.A.; DIAS, B.O.; BETTIOL, W.; BELIZÁRIO, M.H. Frações da matéria orgânica de Latossolo sob influência de doses de lodo de esgoto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 43, n. 9, p. 1231-1240. 2008.
- SCHNITZER, M. Soil organic matter - The next 75 years. *Soil Science*, Baltimore, v. 151, n. 1, p. 41-58, 1991.
- SCHMIDT, G.D.; ROBERTS, L.S. *Foundations of parasitology*. Saint Louis: Mosby, 1981. 795p.
- SMITH, C.T.; CARNUS, J.M. Biosolids - planing and desing. In: *The forest alternative. Principles and practice of residuals use*. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON THE USE OF RESIDUALS AS SOIL AMENDMENTS IN FOREST ECOSYSTEMS, 1997, Seattle. Proceedings Seattle: University of Washington, p. 45-52, 1997.
- SOUZA, C.A.; LEMAINSKI, J.; SILVA, J.E.; MAZZOTTI, H.A. Sobrevivência de ovos de helmintos na reciclagem agrícola do lodo de esgoto no Distrito Federal. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SAVANA TROPICAL, 2., 2008, Anais... Disponível em: <http://www.cpac.embrapa.br/publicacoes/simposio/9/31>. Acesso em 26/08/2013.
- TAYLOR, R.W.; XIU, H.; MEHADI A.A.; SHUFORD, J.W.; TADESSE, W. Fractionation of residual cadmium, copper, nickel, lead, and zinc in previously sludge-amended soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, New York, v.26, p.2193-2204, 1995.
- THOMAZ-SOCCOL, V.; PAULINO, R.C.; PEREIRA, J.T.; CASTRO, E.A.; COSTA, A.O.; HENNIG, L.; ANDREOLI, C. Organismos patogênicos presentes em lodo de esgoto a ser aplicado no solo e a resolução nº375 do CONAMA. In: COSCIONE, A.R.; NOGUEIRA, T.A.R.; PIRES, A.M.M. *Uso agrícola de lodo de esgoto: avaliação após a resolução nº375 do CONAMA*. Botucatu: FEPAP, 2010, p.83-111.
- THOMAZ-SOCCOL, V.; PAULINO, R.C.; CASTRO, E.A. Aspectos sanitários: agentes patogênicos: helmintos e protozoários. In: ANDREOLI, C.V.; LARA, A.I.; FERNANDES, F. *Reciclagem de biossólidos: transformando problemas em soluções*. Curitiba: SANEPAR, 1999. p.156-179.
- TOMLIN, A.D.; PROTZ, R.; MARTIN, R.R.; McCABE, D.C. Relationships amongst organic matter content, heavy metal concentrations, earthworm activity and soil microfabric on a sewage sludge disposal site. *Geoderma*, Amsterdam, v.57, p.89-103, 1993.
- TRANNIN, I. C. B.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Avaliação agrônômica de um biossólido industrial para a cultura do milho. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 40, n. 3, p. 261-269, mar. 2005.
- TSUITTYA, M.T.; COMPARINI, J.B.; SOBRINHO, P.A.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.J.; MELO, W.J.; MARQUES, M.O. *Biossólidos na agricultura*. (2 ed). São Paulo: ABES/SP, 2002, 468p.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency. Title 40 CFR – Part 503. Final rules: Standards for the use or disposal of sewage sludge. *Federal Register*, v.58, p.9387-9415, 1993.
- VASCONCELLOS, P.C.; BRUNS, R.E.; MAGALHÃES, D. Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos como traçadores da queima de cana-de-açúcar: uma abordagem estatística. *Química Nova*. 30, 3, 577-581, 2007.
- VELASQUEZ, E.; LAVELLE, P.; BARRIOS, E.; JOFFRE, R.; REVERSAT, F. Evaluating soil quality in tropical agroecosystems of Colombia using NIRS. *Soil Biology and Biochemistry*, v.37, p. 889-898, 2006.
- WEETMAN, G.F.; MCDONALD, M.A.; PRESCOTT, C.E.; KIMMINS, J.P. Responses of Western hemlock, Pacific silver fir and Western red cedar plantations on northern Vancouver Island to applications of sewage sludge and inorganic fertilizer. *Canadian Journal Forest Research*, v.23, p.1815-1820, 1993.
- WILSON, S.C.; BURNETT, V.; WATERHOUSE, K.S.; JONES, K.S. Volatile Organic Compounds in Digested United Kingdom Sludges. *Environmental Science & Technology*. v.28, p.259-266, 1994.U.S.EPA. Standards for the use and disposal of sewage sludge. Washington: EPA, 1996. (Code of Federal Regulations 40 CFR Part 503).

Reciclagem agrícola do efluente de esgoto tratado pela fossa séptica biodigestora

Wilson Tadeu Lopes da Silva

Os sistemas de tratamento de esgoto, além de gerarem lodo, também liberam a água tratada para o ambiente. Esta água, conhecida tecnicamente como efluente de esgoto tratado (EET), não possui as mesmas propriedades de uma água de uma fonte natural, pois geralmente possui uma quantidade de sais dissolvidos maior, bem como, maior quantidade de alguns macronutrientes para plantas como nitrogênio (geralmente na forma amoniacal, orgânica ou nitrato), fósforo e potássio.

A Fossa Séptica Biodigestora (Figura 1) é um sistema anaeróbico contínuo de tratamento de esgoto desenvolvido na Embrapa Instrumentação. Trata-se de um biodigestor, cuja configuração básica é composta por duas câmaras de fermentação de 1000L cada e uma terceira câmara de armazenamento do efluente tratado, também de 1000L. O sistema é inoculado com esterco bovino fresco, que possui microrganismos que melhoram a eficiência do sistema. O esgoto bruto proveniente do vaso sanitário, descrito tecnicamente como “água negra”, é transferido para o sistema de fermentação, onde permanecerá por um período mínimo de 20 dias. O efluente tratado é então armazenado na última câmara para futuro uso agrícola.

Apesar de possuir um potencial de contaminação microbiana importante, a água negra pode ser tratada de maneira relativamente simples em um biodigestor anaeróbico, sendo rica em matéria orgânica e micronutrientes. O restante do esgoto da residência (pias, lavanderias e chuveiros) é separado, pois os sabões presentes neste efluente podem interferir no processo de biodigestão anaeróbica. O EET pela Fossa Séptica Biodigestora possui características gerais interessantes, como boa quantidade de nitrogênio, fósforo e potássio (500 mg L^{-1} , 50 mg L^{-1} e 100 mg L^{-1} , respectivamente), um valor de pH em torno de 8, portanto ligeiramente alcalino e aproximadamente 250 mg de matéria orgânica dissolvida, além da presença de micronutrientes como Mg, Ca, Cu, Zn, entre outros. A Demanda Bioquímica (DBO) do EET está em torno de $150\text{-}200 \text{ mg L}^{-1}$. O efluente também possui uma condutividade elétrica na ordem de 2 a 3 mS cm^{-1} , o que confere uma ligeira salinidade. Assim, algumas características do EET pela Fossa Séptica Biodigestora o inviabilizam para descarte direto em curso d'água sem depuração complementar. Neste caso, a melhor solução é a disposição no solo, que fará a depuração final do efluente, evitando desta forma que este seja descartado diretamente em um curso d'água (HAIG,

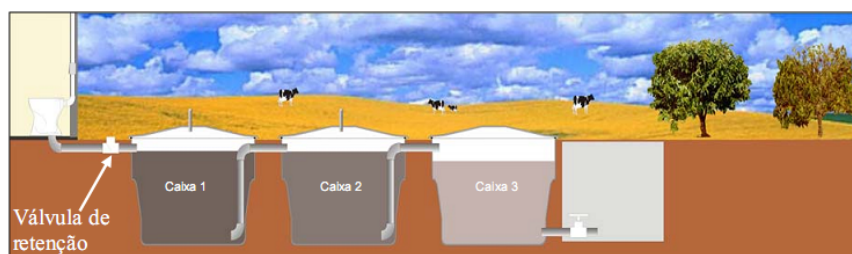


Figura 1. Esquema do sistema de Fossa Séptica Biodigestora.

FONTE: Adaptado de Faustino (2007). ARTE: Valentim Monzane.

A possibilidade do uso de EET na agricultura apresenta a grande vantagem da reciclagem de nutrientes e água contidos, maximizando o uso deste bem natural e também evitando que os sais presentes e a matéria orgânica dissolvida seja descartada diretamente em um curso d'água. Entretanto, a segurança sanitária, ambiental e laboral no uso do EET devem ser considerados nesta atividade.

Não existe legislação ou norma no Brasil que trate do uso de EET na agricultura. O mais importante documento brasileiro que trata da reciclagem agrícola do EET, foi elaborado pelo Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB), cujos objetivos principais visavam não só melhorias nos sistemas de coleta,

tratamento e disposição de resíduos sólidos e esgoto, mas também propostas sobre como reciclar estes resíduos. Um dos documentos apresentados discute justamente a reciclagem do EET para fins agrícolas, sendo utilizado como referência nos trabalhos de reciclagem agrícola deste líquido e, mais notadamente, no uso do efluente tratado pela Fossa Séptica Biodigestora, sendo o uso limitado pelas seguintes recomendações:

1. Devido às suas características de salinidade, EET pela Fossa Séptica Biodigestora não deve ser utilizado como água de irrigação, mas sim como fertilizante,

2. O uso deve ocorrer de maneira dosada, respeitando a necessidade da cultura, geralmente pela quantidade de nitrogênio, elemento nutritivo presente em maior quantidade,
3. O EET não deve ser a única fonte de água para a cultura,
4. O uso do efluente tratado como fertilizante deve ocorrer somente no solo,
5. Não usar o efluente tratado em fertilização foliar,
6. Não usar sistema de aspersão na irrigação, para evitar a dissipação de aerossóis,
7. Não utilizar o efluente tratado em hortaliças ou outras culturas que sejam ingeridas cruas,
8. Não usar o efluente em áreas de preservação permanente,
9. O manuseio do efluente deve ocorrer com o uso de luvas, calças e calçados fechados.

A dosagem recomendada de uso do EET pela Fossa Séptica Biodigestora dependerá de alguns aspectos, como a necessidade nutricional da cultura, a fertilidade do solo, o período vegetativo da cultura, entre outros.

O uso do efluente tratado, no médio e longo prazo, irá beneficiar a fertilidade do solo segundo diversos

critérios. O primeiro efeito está relacionado à acidez. Como o efluente possui característica ligeiramente alcalina (pH ~ 8,0), seu uso continuado tenderá a aumentar o valor do pH dos solos ácidos, muito comuns no Brasil e regiões de clima tropical. Geralmente, o pH se estabiliza em valores próximos de 6, dependendo das características do solo e da taxa de aplicação. Assim, o uso do EET pela Fossa Séptica Biodigestora possibilita dois efeitos importantes, a correção da acidez do solo e a maior absorção de fósforo pela planta, devido justamente à esta correção.

O efluente tratado possui aproximadamente 250 mg L⁻¹ de matéria orgânica (MO), que confere a cor amarronzada do líquido e que possui propriedades interessantes como condicionadora de solo. Esta MO não pode ser considerada húmus, pois ainda se encontra em processo de estabilização química e microbiana. A MO vem acompanhada de elementos nutritivos metálicos, bem como fósforo e nitrogênio, que serão liberados lentamente ao solo, tornando-os assim disponíveis para as plantas. O material orgânico que não for degradado será então incorporado ao húmus do solo.

O mais importante papel fertilizante do EET pela Fossa Séptica Biodigestora é devido aos nutrientes contidos no líquido. Além de Nitrogênio, Fósforo e Potássio, o líquido tratado apresenta também uma série de micronutrientes como cobre, manganês, magnésio, zinco, etc., conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 1. Composição média de elementos nutrientes e sódio presentes no efluente tratado pela Fossa Séptica Biodigestora.

ELEMENTO	CONCENTRAÇÃO
N / mg L ⁻¹	536,0 ± 148,0
P / mg L ⁻¹	50,1 ± 2,5
K / mg L ⁻¹	123,0 ± 5,0
Ca / mg L ⁻¹	28,5 ± 1,6
Mg / mg L ⁻¹	10,6 ± 0,4
Fe / µg L ⁻¹	466,0 ± 106,0
Mn / µg L ⁻¹	77,0 ± 3,0
Zn / µg L ⁻¹	190,0 ± 23,0
Cu / µg L ⁻¹	70,0 ± 13,0
Na / mg L ⁻¹	231,0 ± 12,0

FONTE: Adaptado de Faustino (2007)

Com a aplicação controlada do EET, ocorrerá o aumento da fertilidade do solo, sendo este efeito mais visível quanto mais empobrecido for o solo. Solos com características mais arenosas ou de textura média (baixa capacidade natural de retenção de nutrientes), tenderão a fornecer respostas mais rápidas ao uso do efluente tratado, entretanto, da mesma forma, perderão com facilidade os nutrientes incorporados, seja por lixiviação pela água da chuva ou mesmo pelo excesso de aplicação do líquido. Solos com características argilosas tenderão a oferecer respostas mais lentas e duradouras. A Figura 2 mostra o aspecto visual de bananeira fertilizada ou não, exclusivamente com o efluente tratado pela fossa séptica biodigestora.

Entretanto, deve ser considerada a dose de aplicação para evitar contaminação. Em solos arenosos, um grande volume de aplicação pode acarretar em lixiviação do excesso de líquido para camadas mais profundas do solo, podendo levar a um arraste de nutrientes para o lençol freático. Solos mais argilosos, por outro lado, com a aplicação de excesso de efluente podem sofrer um acúmulo de sais. A salinização de solos também pode ocorrer sem aplicação de EET, principalmente quando do manejo inadequado da irrigação ou de fertilizantes, comprometendo a produtividade. Entretanto, o uso controlado e dosado do efluente tratado pela Fossa Séptica Biodigestora tem levado a uma série de benefícios de fertilidade e produtividade, sendo um insumo de grande utilidade, principalmente para os pequenos produtores rurais.



Figura 2. Comparação visual de uma planta fertilizada com o EET da Fossa Séptica Biodigestora (esquerda) com uma não fertilizada (direita). As plantas possuem a mesma idade. A planta fertilizada recebeu uma dose de 50 L de efluente tratado a cada mês e a não fertilizada a mesma quantidade em água.

FOTO: W. T. L. da Silva

CAPÍTULO 5

Biorrefinarias para Produção de Biocombustíveis

Sarita Cândida Rabelo

Eupídio Scopel

Michelle Fernandes Araújo

Aline Soares Bretas

Aline Carvalho da Costa

1. INTRODUÇÃO

A humanidade ainda se encontra em uma situação de grande dependência de recursos fósseis, tanto no âmbito da energia quanto em relação a diversos materiais de consumo produzidos a partir de produtos químicos. À medida que ocorre o esgotamento dos recursos fósseis, ocorre também a valorização do seu preço no mercado, o que contribui para o aumento das desigualdades sociais, principalmente nos países subdesenvolvidos. Neste sentido, se torna extremamente importante o domínio das tecnologias de biorrefinarias em distintos setores industriais para reduzir ou mitigar os impactos econômicos, sociais e ambientais para a sociedade no futuro próximo.

Biorrefinarias empregam biomassas, que são fontes renováveis de origem vegetal ou animal, com o objetivo de substituir os recursos fósseis na produção de bioenergia e produtos químicos. No Brasil, a produção de biocombustíveis de primeira geração já ocorre dentro do conceito de biorrefinarias, havendo integração energética e o aproveitamento da maioria dos subprodutos da cadeia produtiva. Entretanto, a primeira geração de biocombustíveis deve ser produzida com um grande senso ético, pois o cultivo desse tipo de biomassa compete, muitas vezes, com o cultivo de alimentos. Assim, o aprimoramento de tecnologias de produção dos biocombustíveis de segunda, terceira e quarta geração é importante, já que não influenciam na disponibilidade de alimentos para a humanidade e contribuem para aumentar a sustentabilidade do processo produtivo.

Neste capítulo, serão apresentados o conceito de biorrefinaria e da produção dos combustíveis de diferentes gerações, desde o processo já consolidado de primeira geração, até os processos de gerações mais altas, que ainda estão em fase de aprimoramento. Serão apresentadas também as diferentes biomassas que podem ser utilizadas na produção de biocombustíveis e as plataformas mais consolidadas serão descritas em detalhes. São elas: a produção de etanol e biogás a partir da cana-de-açúcar (sucroquímica), a produção de etanol a partir do milho (amidoquímica), a produção de bioquerosene e biodiesel a partir da soja (oleoquímica) e a produção de etanol de segunda geração (E2G) a partir de biomassas lignocelulósicas.

2. BIORREFINARIAS

Visando agregar valor às biomassas, surge o conceito de biorrefinaria, que busca o processamento destas fontes renováveis de forma sustentável para a obtenção de produtos, como alimentos, rações, materiais e produtos químicos, além da produção de energia, como biocombustíveis, calor e eletricidade. Uma biorrefinaria pode integrar diferentes tipos de tecnologia, considerando processos termoquímicos (pirólise e gaseificação), mecânicos (fracionamento, pressão), químicos (hidrólise ácida, transesterificação) e bioquímicos (fermentação e conversão enzimática), que buscam explorar ao máximo o aproveitamento das biomassas como uma fonte barata e abundante no país.

As biorrefinarias podem ser classificadas de acordo com as matérias-primas a serem processadas, com destaque para a sucroquímica, amidoquímica, oleoquímica e lignocelulósicas.

Na sucroquímica, o objetivo é a transformação da sacarose em produtos de atratividade industrial. Este açúcar, formado pela condensação da frutose e da glicose, pode ser obtido diretamente da cana-de-açúcar, que é uma matéria-prima renovável e de baixo custo e uma das culturas agrícolas mais importantes no país. Nesta biorrefinaria, a sacarose pode ser utilizada para produção de diversos produtos fermentativos, como etanol, e diversos ácidos orgânicos, ésteres, éteres, dentre outros. O açúcar produzido pode ser empregado na síntese de polímeros, adoçantes, emulsificantes e diversos produtos de atratividade no mercado, o que torna essa cadeia tão importante e expressiva na substituição de recursos fósseis.

Assim como na sucroquímica, a biorrefinaria do amido explora essa fonte de açúcares para substituir produtos derivados de petróleo. O amido, que é um polissacarídeo formado por amilose e amilopectina (ambos constituídos por unidades de glicose), pode ser obtido a partir de diversas biomassas, como milho e trigo. Por ser bastante abundante na natureza, este polissacarídeo é um excelente candidato para uso como matéria-prima, por apresentar baixo custo. Ademais, pode ser facilmente convertido em uma variedade de produtos monoméricos e poliméricos por meio de processos químicos e bioquímicos. Além das diversas aplicações na área de alimentos, o amido pode ser empregado na produção de etanol, polímeros, ácidos orgânicos, polióis, borrachas, dentre outros.

A oleoquímica demonstra grande potencial de aplicação na produção de produtos biobaseados e biocombustíveis. Os lipídios, que são obtidos a partir de biomassas de origem vegetal ou biológica, são representados principalmente por triacilgliceróis e ácidos graxos livres. Esses óleos podem ser utilizados para a produção de biocombustíveis, como biodiesel e bioquerosene, além de diversos produtos sustentáveis que podem substituir derivados de petróleo na produção de resinas, lubrificantes, surfactantes, materiais poliméricos, ceras, dentre outros. Além disso, a oleoquímica pode contribuir para o desenvolvimento de formulações de produtos de higiene pessoal e cosméticos, aditivos de plásticos e borrachas, dentre outros.

A biorrefinaria lignocelulósica tem despertado grande interesse no setor industrial, devido, principalmente, ao seu baixo custo no mercado e por ser uma fonte interessante para obtenção de produtos diversos a partir de polissacarídeos e macromoléculas fenólicas. As biomassas lignocelulósicas são compostas majoritariamente por celulose (35-55%), hemiceluloses (20-40%) e lignina (10-25%), além de outros compostos minoritários, como extrativos e cinzas. As principais fontes lignocelulósicas são as biomassas florestais, resíduos de culturas agrícolas e biomassas energéticas. A Figura 1 apresenta um modelo representativo da organização das biomassas lignocelulósicas. As possibilidades de produtos a serem obtidos nas biorrefinarias lignocelulósicas são enormes, tais como biocombustíveis de segunda geração, calor e energia, papel e celulose, materiais nanoestruturados, ácidos orgânicos, resinas, dentre outros.

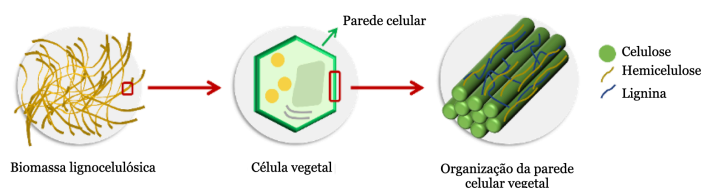


Figura 1. Modelo representativo da organização de celulose, hemiceluloses e lignina na parede celular de biomassas lignocelulósicas.

3. GERAÇÃO DOS BIOCOMBUSTÍVEIS E POTENCIAIS MATÉRIAS-PRIMAS

Com o advento da biotecnologia e da botânica e com o desenvolvimento de biomassas cada vez mais eficientes na captura de carbono e armazenamento de carboidratos, o mercado de biocombustíveis tem a possibilidade de se desenvolver e criar métodos cada dia mais inovadores na bioconversão. Desta forma, a produção dos biocombustíveis pode ser organizada em quatro gerações.

Os biocombustíveis de primeira geração utilizam biomassas de culturas alimentares produtoras de sacarose, amido e lipídios como matéria-prima. Estes biocombustíveis têm produção expressiva no Brasil e podem ser obtidos a partir de diversas matérias-primas, conforme pode ser observado na Figura 2, com destaque para a cana-de-açúcar e o milho na produção de etanol de primeira geração (E1G) e para soja na produção de biodiesel.

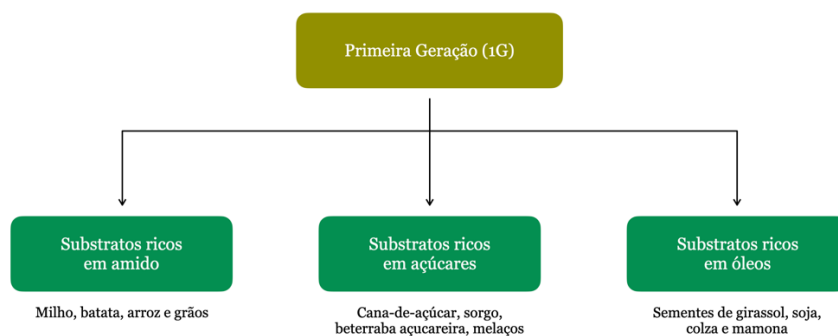


Figura 2. Matérias-primas para a produção de biocombustíveis de primeira geração.

Contudo, a produção destes biocombustíveis traz algumas discussões, como o impacto negativo nos preços de alimentos e ameaças à biodiversidade. Em alguns casos, o processo produtivo também depende de tecnologias de conversão relativamente ineficientes, como a transesterificação por catalisadores de base alcalina.

Os biocombustíveis de segunda geração envolvem uma mudança direta na fonte de biomassa e nos processos de bioconversão. Isso minimiza os efeitos competitivos da produção de combustível *versus* alimentos e possibilita maior sustentabilidade e benefícios ambientais. Ao invés de empregar fontes de carbono facilmente extraíveis, como na primeira geração, a segunda geração permite a utilização de biomassas lignocelulósicas. A biomassa utilizada para a fabricação destes biocombustíveis corresponde a partes residuais e não alimentares de culturas, como caules, folhas e cascas que são deixadas após a colheita dos alimentos ou são subprodutos de seu beneficiamento.

Alguns exemplos de matérias-primas empregadas na produção de biocombustíveis de segunda geração podem ser observados na Figura 3.

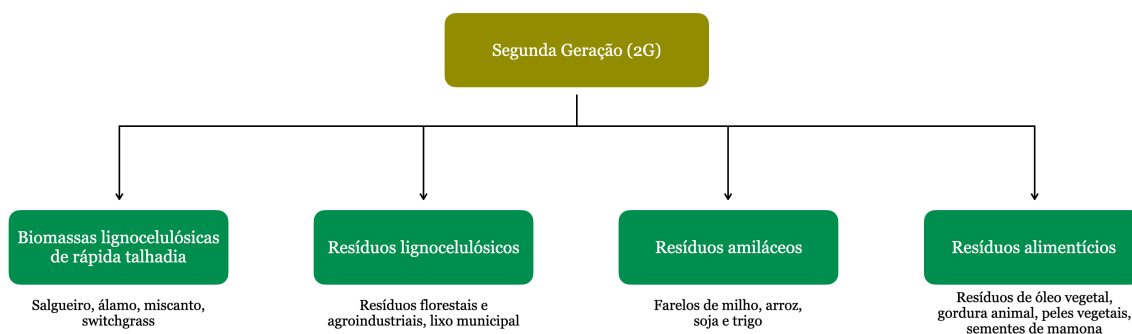


Figura 3. Matérias-primas para produção de biocombustíveis de segunda geração.

O uso de processos físicos, físico-químicos e/ou biológicos possibilita a separação dos polissacarídeos da lignina. Os polissacarídeos são convertidos em açúcares fermentescíveis, que podem ser transformados em etanol de segunda geração (E2G) por fermentação. Além disso, a segunda geração pode envolver processos para produção combustíveis gasosos, como biogás e biohidrogênio, por meio de um processo conhecido como digestão anaeróbia.

A partir das biomassas lignocelulósicas, também é possível produzir combustíveis utilizando rotas termoquímicas em processos de gaseificação ou pirólise rápida, que produzem sintéticos muito limpos, que podem ser, inclusive, liquefeitos.

Entretanto, o processamento das biomassas lignocelulósicas para tornar os carboidratos acessíveis e, conseqüentemente, obter os combustíveis de segunda geração é mais complexo do que nos processos de primeira geração. Diversas barreiras naturais dificultam a conversão do complexo lignocelulósico, como a alta cristalinidade da celulose e seu grau de polimerização, que afetam diretamente a conversão destes açúcares. Ainda, a lignina se apresenta com uma barreira natural à conversão dos polissacarídeos, devido à própria estruturação nas paredes celulares das plantas (Figura 1).

Os biocombustíveis de terceira geração são baseados em avanços tecnológicos na fonte de produção das biomassas, incluindo culturas projetadas somente para geração de energia. Todos esses avanços foram subsidiados por avanços no campo

da genômica, que resultaram em plantas com propriedades que as tornam mais apropriadas para a conversão em energia e bioprodutos. Exemplos destas biomassas são as microalgas, que propiciam a produção de biomassa lignocelulósica e lipídios, e que podem ser empregados na produção de E2G e biodiesel, respectivamente; plantas com alto teor de fibras, que são consideradas biomassas energéticas dedicadas, usadas tanto na geração de energia, quanto na produção de E2G; biomassas geneticamente modificadas para redução do teor de lignina, o que propicia processos mais atrativos para a produção de E2G, dentre outros.

Por fim, os biocombustíveis da quarta geração são produzidos a partir de matérias-primas geneticamente modificadas e com microrganismos sintetizados para gerar bioenergia de forma mais eficiente, utilizando menos energia no cultivo. As biomassas de quarta geração são constituídas por plantas e microrganismos com maiores rendimentos, maiores porcentagens de bioconversão, menor gasto energético para o seu crescimento e alta capacidade de sequestro de carbono da atmosfera e solo, com o intuito de produção negativa de carbono. O processo de transformação da biomassa de quarta geração utiliza técnicas de bioengenharia e alta tecnologia, que visam produzir de biocombustíveis, capturar de dióxido de carbono e o propiciam o crescimento em terras não cultiváveis. No entanto, assim como muitas tecnologias de terceira geração, os biocombustíveis de quarta geração ainda estão em fase de pesquisa e desenvolvimento para tornar o processo ainda mais eficiente e economicamente viável.

4. PLATAFORMAS DE BIORREFINARIAS PARA PRODUÇÃO DE BIOCOMBUSTÍVEIS

O Brasil é um dos maiores produtores de biocombustíveis do mundo, sendo o etanol e o biodiesel os principais produzidos. Além disso, estratégias vêm sendo desenvolvidas para fomentar ainda mais a produção do biogás e do bioquerosene no mercado nacional, para o combate às mudanças climáticas por meio da redução da emissão dos Gases de Efeito Estufa (GEEs), diante de um fortalecimento de políticas públicas para o setor energético.

4.1. Biorrefinaria para produção de etanol de primeira geração (E1G) e biogás (sucroquímica e amidoquímica)

O etanol de primeira geração (E1G) é oriundo de matérias-primas sacarinas, como a cana-de-açúcar e a beterraba açucareira, ou amiláceas, como o milho, o trigo e a mandioca. Como muitas destas matérias-primas podem ser usadas na alimentação humana e animal, há questões éticas relativas à competição por terras agrícolas. Ainda assim, o etanol produzido a partir da cana-de-açúcar sofre menos críticas neste sentido quando comparado ao etanol do milho devido a sua alta produtividade agrícola (60 - 120 ton cana/ha versus 7,5 - 10 ton milho/ha)¹. Ou seja, apesar da cana-de-açúcar levar a uma menor produção de etanol por tonelada de biomassa quando comparada ao milho (produção de 70 a 85 L etanol/ton de cana versus 370 a 460 litros etanol/ton de milho), é possível obter, a partir da cana, quase o dobro do volume do etanol por hectare de área plantada quando comparado ao milho.

Atualmente, os EUA são os maiores produtores de etanol do mundo, que é produzido majoritariamente a partir do milho, seguidos pelo Brasil, cuja principal matéria-prima é a cana-de-açúcar. Entretanto, a produção do etanol a partir do milho também cresce no Brasil desde 2017, empregando, principalmente, as usinas tipo *flex*, onde há produção de etanol de cana durante o período da safra (abril a novembro, na região centro-sul do país) e de etanol de milho no período da entressafra (dezembro a março).

4.1.1. Etanol de cana-de-açúcar

Como mencionado, a produção de E1G de cana-de-açúcar no Brasil funciona dentro do conceito de biorrefinaria, produzindo açúcar, etanol e bioeletricidade no mesmo processo, além do aproveitamento de diversos outros subprodutos diretamente no setor ou em outros nichos de mercado. No entanto, ainda existe espaço para um aproveitamento muito maior do potencial da biomassa, principalmente no que diz respeito à produção de produtos de maior valor agregado, tais como produtos químicos, alimentícios, materiais, entre outros. Outro aspecto que ainda precisa ser melhorado diz respeito à sustentabilidade, que é um conceito apoiado em três pilares: econômico, ambiental e social. Ainda que o Brasil seja considerado um exemplo de sucesso na produção de etanol do ponto de vista econômico, aspectos relacionados aos pilares ambiental e, principalmente, social, ainda precisam ser melhorados.

A Figura 4 apresenta o diagrama de blocos de uma usina de açúcar e E1G a partir da cana-de-açúcar.

¹ MANOCHIO, C. **Produção de Bioetanol de cana-de-açúcar, milho e beterraba: uma comparação dos indicadores tecnológicos, ambientais e econômicos**. 2014. Universidade Federal de Alfenas, [s. l.], 2014.

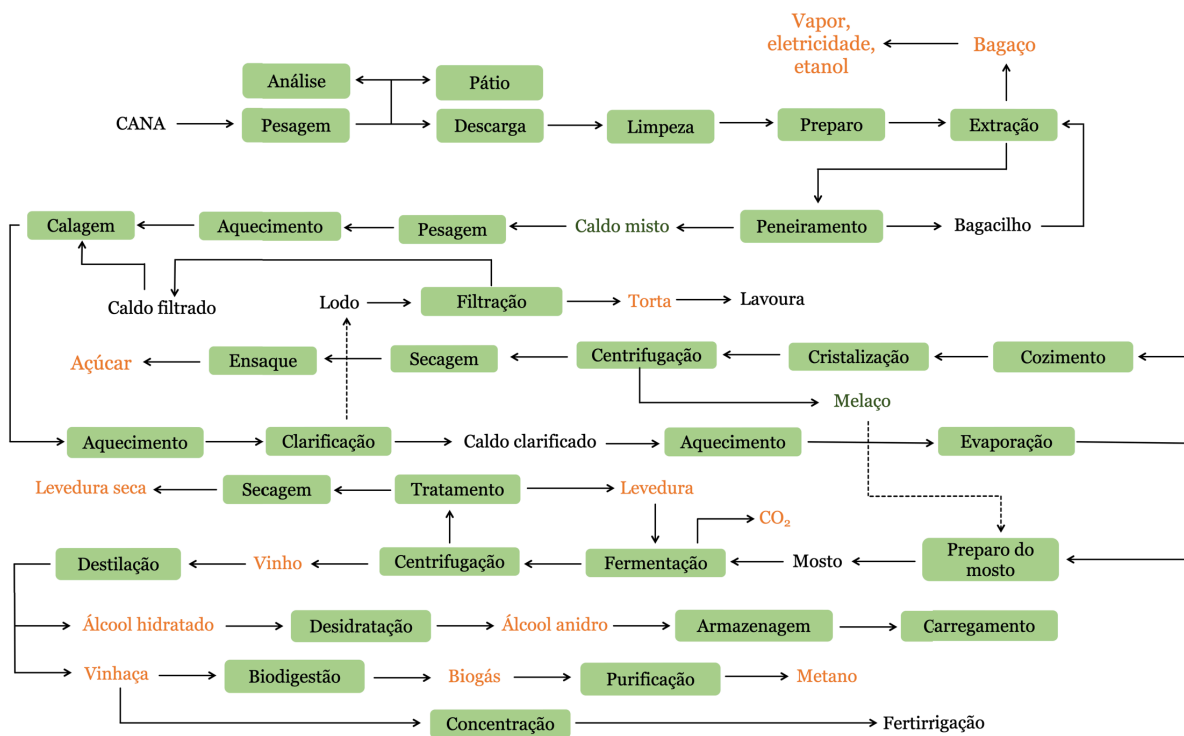


Figura 4. Diagrama de blocos de uma usina de açúcar e E1G a partir de cana-de-açúcar. Os produtos principais e subprodutos da cadeia são apresentados em destaque, na cor laranja.

Em resumo, a cana passa por um processo de limpeza e por um processo de preparo, onde é picada e desfibrada, e é encaminhada ao processo de extração do caldo. A extração pode ser realizada por dois tipos de equipamentos (moendas ou difusores). Esses equipamentos apresentam princípios de extração um pouco distintos: enquanto as moendas agem por pressão mecânica da biomassa, os difusores atuam principalmente por difusão, como o nome indica. Em ambos os casos, os açúcares solúveis são extraídos por meio de água aquecida em contracorrente, em um processo chamado de embebição composta.

O processo de extração do caldo resulta em duas correntes. A primeira é uma corrente de caldo de cana, que segue para uma etapa de tratamento para a produção de açúcar e etanol. A segunda é uma corrente de bagaço, que é direcionada para as caldeiras de cogeração para produzir calor e eletricidade. A energia elétrica produzida nesse processo é usada na própria planta e pode ter seu excedente vendido para as concessionárias de energia. Além disso, parte deste bagaço ainda pode ser considerado excedente e usado em outras aplicações, tais como alimentação animal ou em processos para produção de açúcares de segunda geração.

O caldo de cana obtido é direcionado para um processo de tratamento e tem como subproduto a torta de filtro, que pode ser utilizada como fertilizante nos campos de cultivo de cana-de-açúcar devido à grande quantidade de nitrogênio, fósforo, cálcio e matéria orgânica que ela fornece ao solo. A torta pode também ser aplicada em processos de biodigestão anaeróbia para produzir biogás, o que aumenta o potencial energético da matéria-prima.

Na sequência, o caldo de cana tratado é evaporado para ser concentrado e pode ser direcionado para a produção de etanol ou açúcar. No caso da produção de açúcar, o caldo passa por um processo de cristalização e centrifugação, onde são separados os cristais de açúcar do melaço, que é um outro subproduto da biorrefinaria. O melaço é um excelente substrato para produção de etanol, pois contém de 50% a 55% de açúcares fermentescíveis. O excedente de melaço pode ser vendido e utilizado como matéria-prima em indústrias alimentícias e de ração animal, ou pode ser estocado para utilização como fonte de carbono na propagação celular da levedura fermentativa no início da próxima safra.

O caldo da cana evaporado, o melaço ou uma mistura de melaço e caldo de cana podem ser utilizados com matéria-prima na produção de E1G de fontes sacarinas. Todavia, o caldo de cana puro é usado somente se a destilaria não for acoplada à produção de açúcar, caso menos comum na realidade brasileira. Este substrato, chamado de mosto, é fermentado pela levedura *Saccharomyces cerevisiae*, para produzir um vinho levedurado, que é centrifugado para recuperação das leveduras e dá origem ao vinho de levedurado. Após a centrifugação, a levedura passa por uma etapa de tratamento ácido e as células viáveis e revigoradas são recicladas ao fermentador para iniciarem um novo processo fermentativo. Devido ao crescimento biológico durante a etapa de fermentação, parte da levedura pode ser retirada em um processo de purga, e é também considerada um

subproduto do processo. A principal aplicação da levedura é na formulação de ração animal por causa das suas propriedades como palatabilizante, promotor de crescimento, imunoestimulante, fonte de proteínas, de vitaminas do complexo B e sequestrante de toxinas.

Finalmente o vinho de levedurado segue para a etapa de destilação/desidratação, que vai ser realizada de diferentes formas dependendo do tipo de etanol desejado: etanol anidro, usado como aditivo na gasolina; álcool hidratado, usado diretamente como combustível; ou álcool neutro, usado na indústria de bebidas e cosméticos. O subproduto da etapa de destilação é a vinhaça, que pode representar um risco ao meio ambiente devido a sua alta demanda de oxigênio, baixo pH e alto conteúdo de sais minerais (de potássio, cálcio e magnésio). Em geral, a vinhaça é utilizada de três formas: fertirrigação na lavoura de forma *in natura*; fertirrigação na lavoura após concentração; ou aplicada em processos de biodigestão anaeróbia para a produção de energia. Como o uso na lavoura de forma exagerada traz vários problemas ambientais, o processo de biodigestão vem sendo proposto como uma solução mais ambientalmente amigável.

4.1.2. Etanol de milho

A principal diferença entre a produção de etanol a partir da cana-de-açúcar e do milho é que os açúcares disponíveis na cana (sacarose) já são diretamente fermentescíveis. Isso não acontece com as matérias-primas amiláceas, como o milho, que requerem uma etapa de hidrólise do amido para disponibilização do açúcar fermentescível, a glicose.

Para a produção de etanol de milho são consideradas duas rotas potenciais, uma que envolve a moagem do milho por via úmida e a outra por via seca. A principal diferença das duas rotas está no emprego da água na via úmida, que favorece uma melhor separação e recuperação das frações não fermentescíveis do milho, como o gérmen, as fibras, as proteínas e o óleo. Atualmente, a rota mais utilizada nos EUA e Brasil é a moagem via seca, pois minimiza os custos produtivos da cadeia. A Figura 5 apresenta o diagrama de blocos da biorrefinaria do milho por via seca, com destaque para o produto principal e os subprodutos do processo produtivo.

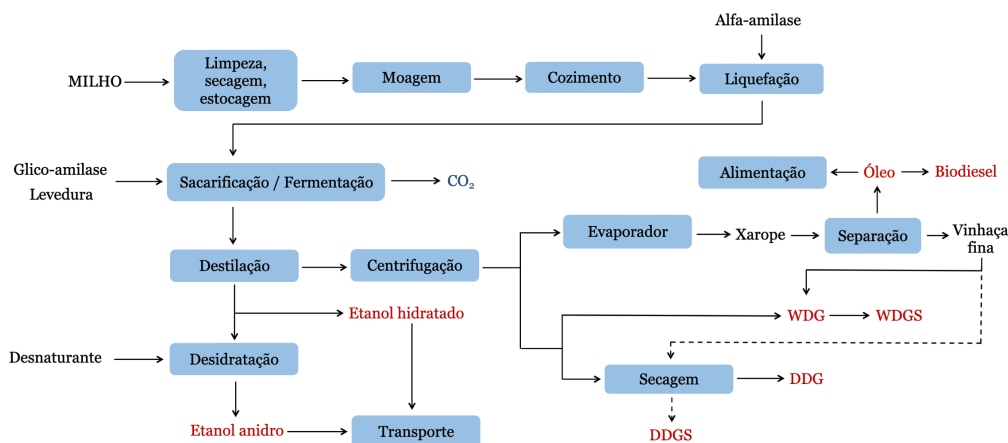


Figura 5. Produção de etanol de milho e seus subprodutos mediante moagem via seca. Os produtos principais e subprodutos estão destacados na cor vermelha.

Neste processo, o grão de milho é moído e direcionado a uma etapa de aquecimento para a gelatinização do amido. Em seguida, são adicionadas as enzimas α -amilases, que promovem a hidrólise do amido em cadeias menores de açúcar, como oligossacarídeos e dextrinas. Na etapa seguinte, chamada de sacarificação, essas cadeias são novamente hidrolisadas pela ação das enzimas β -amilases e glicoamilases, para produzir glicose, que é utilizada pelo microrganismo fermentativo para a produção do etanol. Assim como na produção a partir da cana, a fermentação é principalmente realizada utilizando as leveduras *S. cerevisiae*.

Dentro das tecnologias de etanol de milho, a etapa de sacarificação pode acontecer concomitantemente com a fermentação, em um processo conhecido como sacarificação e fermentação simultâneas (ou SSF, do inglês *Simultaneous Saccharification and Fermentation*). A SSF tem com o objetivo diminuir o risco de contaminação do caldo por outros microrganismos e reduzir o estresse das leveduras pela alta concentração do substrato. Entretanto, a temperatura ótima das enzimas e da levedura são diferentes, o que pode impactar negativamente no tempo de fermentação do material. Ao final do processo, o vinho levedurado é direcionado à etapa de recuperação do etanol, que também pode ser obtido no grau de hidratação requerido pelos interesses industriais. Após a etapa de destilação, é obtido um resíduo chamado de vinhaça

completa, que é direcionado a uma etapa de separação para recuperar a fração sólida, conhecida como grãos úmidos de destilaria (ou WDG, do inglês *Wet Distillers Grains*) e uma vinhaça fina. Após o processo de evaporação da vinhaça fina, sua fração solúvel pode ser misturada à fração sólida WDG, dando origem aos grãos úmidos de destilaria com solúveis (WDGS, do inglês *Wet Distillers Grains with Solubles*). Nesta etapa de evaporação, também é recuperado o óleo de milho, que pode ser utilizado tanto na alimentação animal, quanto na produção de biodiesel. Para aumentar o tempo de prateleira do produto final, podem ser gerados também os grãos secos de destilaria (DDG, do inglês *Dried Distillers Grains*) e grãos secos de destilaria com solúveis (DDGS, do inglês *Dried Distillers Grains with Solubles*), ambos utilizados como suplemento proteico para a alimentação animal.

É importante destacar que o balanço energético, ou seja, a proporção entre a energia fóssil usada para produzir o combustível e a energia contida no combustível, é positivo para o etanol de cana (aproximadamente 1:9), sendo quase cinco vezes maior do que no caso do milho. Assim, visando melhorar o balanço energético do etanol do milho, as usinas brasileiras empregam cavacos de eucalipto para a geração de energia, ou mesmo no caso das usinas *flex*, utilizam o excedente de bagaço de cana gerado durante o período da safra.

4.1.3. Produção de biogás

Conforme mencionado, a torta de filtro e a vinhaça obtidas no processamento da cana-de-açúcar podem ser utilizados em processos de biodigestão anaeróbia para produzir biogás.

A biodigestão anaeróbia é o processo de decomposição da matéria orgânica em ambiente livre de oxigênio por vários grupos de microrganismos, como bactérias e arqueas. Além da torta de filtro e da vinhaça, diversas matérias-primas podem ser utilizadas, por exemplo, resíduos rurais, urbanos, industriais e agrícolas. O biogás produzido contém, principalmente, metano e gás carbônico. Contudo, também pode conter traços de outros gases, incluindo gases tóxicos, como o sulfeto de hidrogênio e o óxido nitroso. Entre estes, o metano é particularmente importante devido ao seu conteúdo energético.

Do total de matéria orgânica que entra no sistema para a biodigestão anaeróbia, cerca de 50 a 80% é convertida em biogás. Apenas uma pequena parcela (cerca de 5 a 15%) é convertida em novas células microbianas, o lodo biológico. Cerca de 10 a 30% do material não é convertido em biogás ou biomassa, sendo o efluente do processo, chamado de digestato, que pode ser aplicado como fertilizante em lavouras.

O processo de biodigestão anaeróbia pode ser visualizado na Figura 6. A primeira fase do processo de degradação anaeróbia consiste na hidrólise de materiais particulados para transformá-los em compostos solúveis mais simples. Na etapa seguinte, a acidogênese, os produtos resultantes da hidrólise são metabolizados pelas bactérias fermentativas em compostos orgânicos simples, como álcoois, aldeídos, cetonas, ácidos graxos voláteis de cadeia curta, CO₂ e H₂. Esta fase propicia o crescimento de novas comunidades microbianas, pois a fermentação ocorre por um grupo diversificado de bactérias. Na fase seguinte, a acetogênese, ocorre a transformação de produtos da acidogênese em ácido acético (precursor da formação do metano). Por fim, na metanogênese, os compostos produzidos na fase acidogênica são transformados em biogás por microrganismos anaeróbios estritos. Os substratos responsáveis pela formação do metano são o dióxido de carbono, o hidrogênio, o ácido acético, o ácido fórmico e o etanol. As principais vias para a formação do metano são a descarboxilação do ácido acético (microrganismos metanogênicos acetoclásticos) ou a redução do dióxido de carbono (microrganismos metanogênicos hidrogenotróficos). Pode-se observar na Figura 6 que, quando há presença de sulfato no afluente, acontece uma quinta etapa de formação de sulfeto, chamada sulfetogênese.

O biogás produzido, que tem cerca de 50 a 70% de metano, passa por processos de purificação para aumentar esse percentual, de forma que ele seja intercambiável com o gás natural de origem fóssil. Para ser chamado de biometano, a purificação deve ser feita até que se atinja 96,5% de CH₄.

O biogás produzido pode ser utilizado diretamente como combustível em caldeiras, fornos e estufas em substituição a outros combustíveis, na geração de eletricidade para uso local ou venda para a rede, na cogeração de calor e eletricidade, ser injetado na linha de gás natural ou aproveitado como combustível veicular. No Brasil, a quase totalidade do biogás produzido é usado na geração de energia elétrica ou térmica. Quanto à fonte, 95% do biogás é produzido a partir de resíduos sólidos urbanos, sendo os subprodutos agroindustriais das biorrefinarias de E1G ainda pouco explorados.

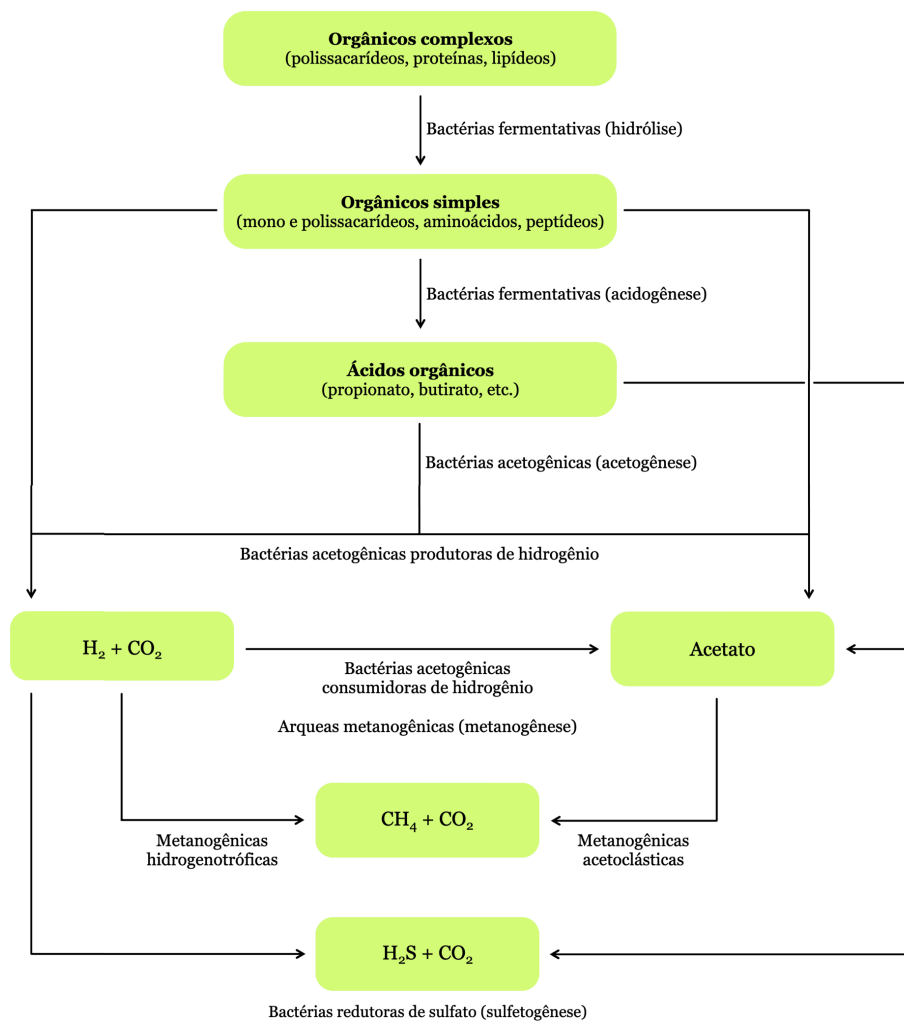


Figura 6. Produção de biogás.

4.2. Biorrefinaria para produção de biodiesel e bioquerosene (oleoquímica)

O biodiesel é um dos biocombustíveis mais expressivos ao redor do mundo por sua importância na substituição ou na mistura ao diesel fóssil utilizado no setor de transportes e máquinas agrícolas. Fatores como biodegradabilidade, não toxicidade, alto ponto de fulgor, renovabilidade e redução das emissões de elementos considerados cancerígenos para o homem na atmosfera, fazem com que o biodiesel seja cada dia mais discutido e utilizado na matriz energética de muitos países, com destaque para o Brasil, Estados Unidos, Reino Unido, Alemanha, França, Espanha, Áustria e República Checa.

Uma ampla gama de matérias-primas pode ser usada para a produção de biodiesel, como diferentes tipos de óleos vegetais (soja, canola, girassol, palma, pinhão manso etc.), além de gorduras animais, óleos de origem microbiana, óleos de microalgas e óleos usados. No Brasil, quase 70% de todo o biodiesel produzido é feito a partir de óleo de soja e a maioria das empresas produtoras estão localizadas nas regiões Centro-Oeste e Sul do país.

Uma grande parcela da soja produzida em território nacional é exportada como grão *in natura*. O restante é processado para obtenção de óleo de soja, empregado na alimentação humana e na produção de biodiesel, enquanto o farelo de soja é empregado na produção de ração animal. Além desses produtos principais, o processamento da soja fornece muitos outros produtos atrativos para o setor produtivo. A biorrefinaria da cadeia produtiva da soja pode ser exemplificada na Figura 7, que demonstra a obtenção dos produtos principais, como o óleo e o farelo, além dos subprodutos produzidos.

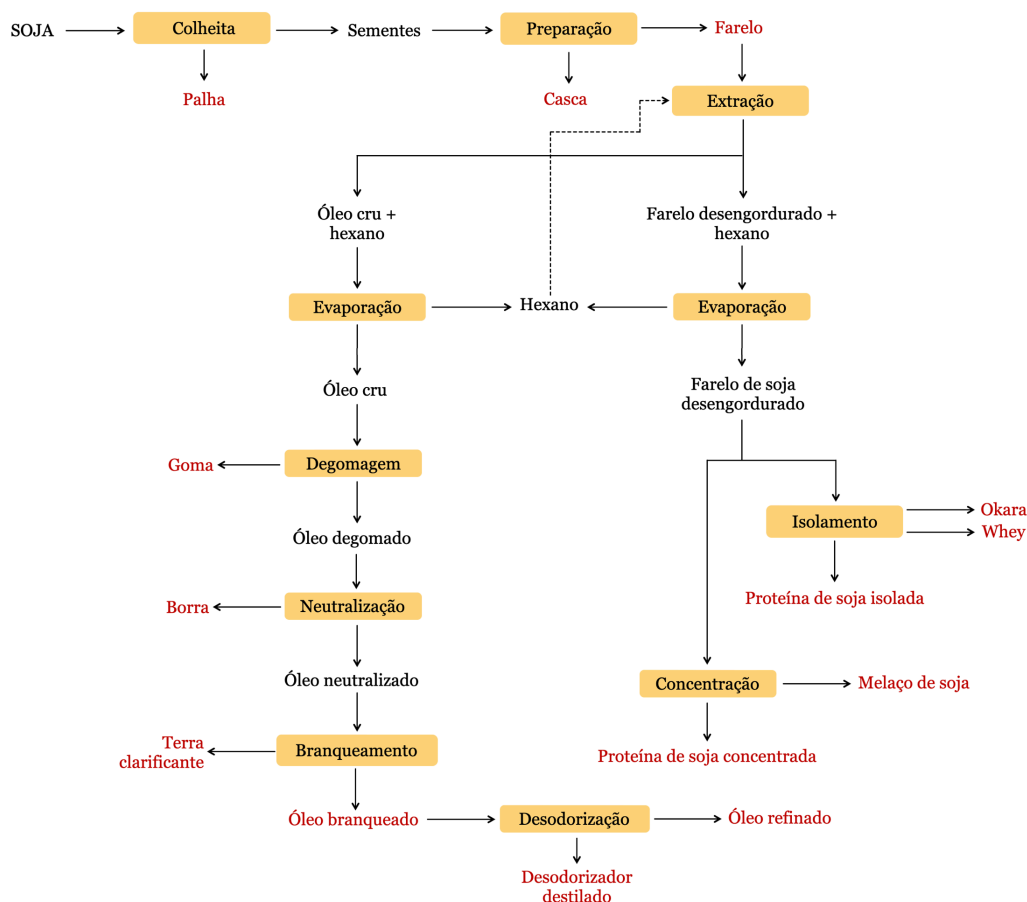


Figura 7. Processamento típico da soja para obtenção do óleo e farelo, considerando os principais subprodutos gerados.

FONTE: Adaptado de Pretto (2016).

Assim que as sementes de soja chegam à unidade de esmagamento, o óleo é extraído, comumente utilizando extração por solvente. Em seguida, o solvente é recuperado da fração sólida remanescente e retorna para o processo de extração do óleo. O sólido desengordurado pode ser moído e seco, dando origem ao farelo de soja, ou então, ter o seu teor de proteína recuperado visando outras aplicações comerciais. Já o óleo obtido também passa por uma etapa de recuperação do solvente e é direcionado para as etapas de refino.

Conforme observado na Figura 7, além dos produtos principais (óleo e farelo de soja), vários outros subprodutos são gerados na cadeia de beneficiamento, com destaque para a palha, a casca, a goma, o sabão, as proteínas e o melão da soja. A palha da soja, composta por caule, folhas e a casca da vagem, é obtida após o processo de colheita dos grãos e representa a matriz lignocelulósica do material. Este material pode ser utilizado como ração animal, ou deixado no campo para proteção da fertilidade e erosão do solo. Porém, parte deste material pode ser removido sem trazer prejuízos à lavoura, sendo aplicado como matéria-prima para produção de energia nos processos de cogeração, ou mesmo empregado na produção de outros produtos de valor agregado por vias químicas ou fermentativas, tais como a produção de E2G, polímeros, produção de compósitos, dentre outros.

A casca da soja é a parte da semente que apresenta maior concentração de carboidratos e é obtida após a etapa de preparação do grão. Normalmente, consiste em 86% de carboidratos, 9% de proteínas, 1% de lipídios e 1% de cinzas, em base seca, o que corresponde a aproximadamente 8% (m/m, base seca) da massa total da semente. A maior parte da soja processada é descascada antes da extração do óleo e da obtenção do farelo, uma vez que indústria de alimentação animal prefere manter o teor proteico maior. A maioria das cascas obtidas são tratadas termicamente para inativar fatores antinutricionais e vendidos como ração animal, assim como o farelo de soja. Uma pequena quantidade de cascas também é utilizada na alimentação humana como fonte de fibra dietética em produtos de panificação e outros alimentos, já que apresenta um alto teor de ferro em sua constituição.

Na etapa de degomagem do óleo, se obtém a goma, que é composta principalmente por fosfolipídios. Após o processamento industrial, a goma passa a ser chamada de lecitina, que é amplamente utilizada nas indústrias de alimentos, cosmética e farmacêutica, devido às suas inúmeras propriedades surfactantes e bioativas.

Outro subproduto gerado durante a etapa de refino do óleo é a borra, que é um resíduo da neutralização do óleo para remoção dos ácidos graxos livres. Esse subproduto pode ser utilizado na produção de biodiesel empregando a rota de esterificação. Já o melaço da soja, obtido após concentração da proteína presente no farelo da soja desengordurado, pode ser utilizado na produção de E1G ou em outros processos fermentativos, já que se trata de um material rico em carboidratos, como oligossacarídeos (estaquiose e rafinose) e dissacarídeos (incluindo sacarose), além de quantidades menores de monossacarídeos (frutose e glicose), que juntos representam cerca de 57% da massa total do melaço.

Do farelo desengordurado, ainda é possível produzir isolados proteicos, como a okara, que é altamente nutritiva e é obtida a partir dos resíduos do preparo do leite de soja, e o whey de soja, muito utilizado como sistema de suplementação proteico. O óleo obtido no beneficiamento da soja pode ser utilizado na alimentação humana ou na produção do biodiesel.

4.2.1. Produção de biodiesel

Em relação às rotas produtivas para a produção do biodiesel, a mais comum é o processo de transesterificação, na qual ocorre uma reação química catalisada (por meio ácido, alcalino ou enzimático) do óleo com um álcool de cadeia curta, por exemplo, metanol ou etanol, para produzir ésteres de ácidos graxos (biodiesel), liberando o glicerol como subproduto.

A Figura 8 apresenta o diagrama de blocos considerando a rota alcalina de produção de biodiesel, que ocorre na presença de um catalisador como hidróxido de potássio ou sódio.

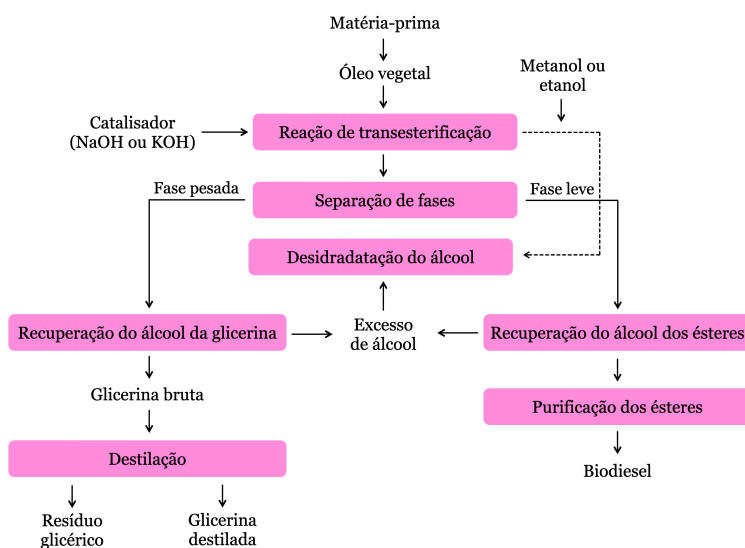


Figura 8. Produção de biodiesel a partir do processo de transesterificação alcalina de óleos e gorduras.

A reação de transesterificação para a produção de biodiesel pode ser observada na Figura 9. Essa reação requer um excesso de álcool para promover o deslocamento da reação no sentido de maior produção de biodiesel, devido ao caráter reversível da reação.

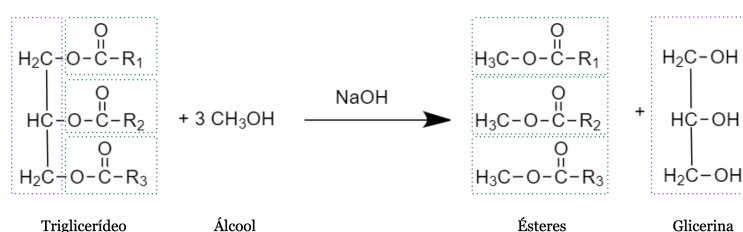


Figura 9. Reação de transesterificação.

Como subproduto, a cadeia de produção de biodiesel gera a glicerina bruta, composta por glicerina, água, ácido graxo, catalisador, álcool e outras impurezas, que vão variar de acordo com a matéria-prima utilizada. Esse subproduto pode ser destilado para recuperar a glicerina bidestilada, utilizada para comercialização, ou mesmo empregada em processos fermentativos como fonte de carbono para produção de diversos produtos atrativos de aplicação industrial, como o butanol, ácido láctico, ácido propanoico, ácido succínico, dentre outros. A glicerina pode também ser utilizada na produção de bioquerosene de aviação (BioQAV) para uma maior integração das cadeias de biocombustíveis.

No Brasil, apesar do biodiesel não substituir totalmente o diesel fóssil, já que ele é apenas misturado em teores obrigatórios ao combustível, existem algumas razões que justificam o seu desenvolvimento no mercado nacional. O desenvolvimento da cadeia de biodiesel auxilia no consumo do excesso de óleos vegetais e de gorduras animais produzidos no país, auxiliando também na diminuição da dependência do petróleo importado. Além disso, seu uso misturado ao diesel fóssil auxilia na lubrificidade do combustível, o que minimiza o desgaste prematuro do motor.

Entretanto, o biodiesel também apresenta alguns desafios técnicos, como a promoção de uma combustão incompleta, emissões elevadas de óxidos de nitrogênio (NO_x), e, em temperaturas frias, o entupimento do motor, além de sua baixa volatilidade para a combustão. Outro problema é a geração de grandes quantidades de glicerina bruta, que tem custo de purificação bastante alto.

4.2.2. Produção de bioquerosene

Conforme mencionado anteriormente, outro biocombustível passível de ser produzido vinculado à cadeia tecnológica do biodiesel é o bioquerosene de aviação (BioQAV), empregado como substituinte direto do querosene fóssil no abastecimento de aeronaves. O BioQAV pode ser produzido por diferentes rotas tecnológicas e empregando diversas matérias-primas, como pode ser observado na Figura 10.

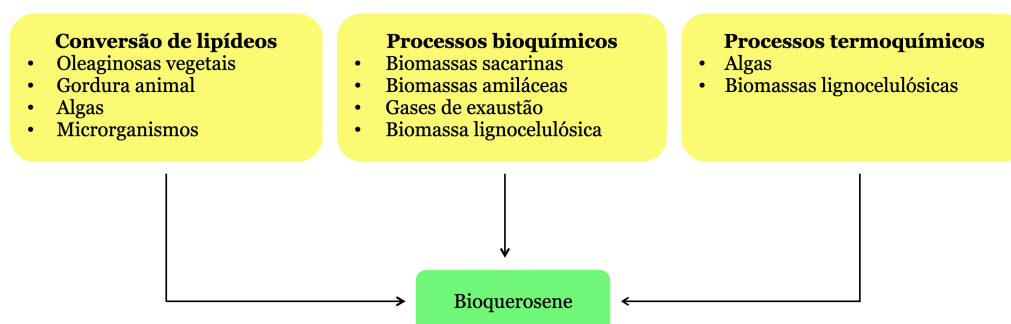


Figura 10. Potenciais rotas de conversão e matérias-primas empregadas na produção do BioQAV.

No Brasil, a Agência Nacional do Petróleo (ANP) especifica em resolução cinco rotas de produção de BioQAV, aprovadas pela American Society for Testing and Materials (ASTM). São elas: o querosene parafínico hidroprocessado e sintetizado por Fischer-Tropsch (SPK-FT), o querosene parafínico sintetizado por ácidos graxos e ésteres hidroprocessados (SPK-HEFA), o querosene parafínico sintetizado com aromáticos (SPK/A), o querosene parafínico sintetizado por álcool (SPK-ATJ) e as isoparafinas sintetizadas de açúcares fermentados e hidroprocessados (SIP). Este combustível pode ser misturado ao querosene fóssil em diferentes proporções, de acordo com a rota produtiva: até 10% (v/v), do BioQAV obtido a partir da rota SIP, até 30% (v/v) do BIOQAV obtido a partir da rota SPK-ATJ, e até 50% (v/v) para as demais rotas.

Se vinculado à cadeia de biorrefinaria do biodiesel, as rotas de produção do BioQAV podem utilizar os subprodutos da indústria do biodiesel, o que agrega valor ao setor. Os detalhes desta produção podem ser visualizados na Figura 11.

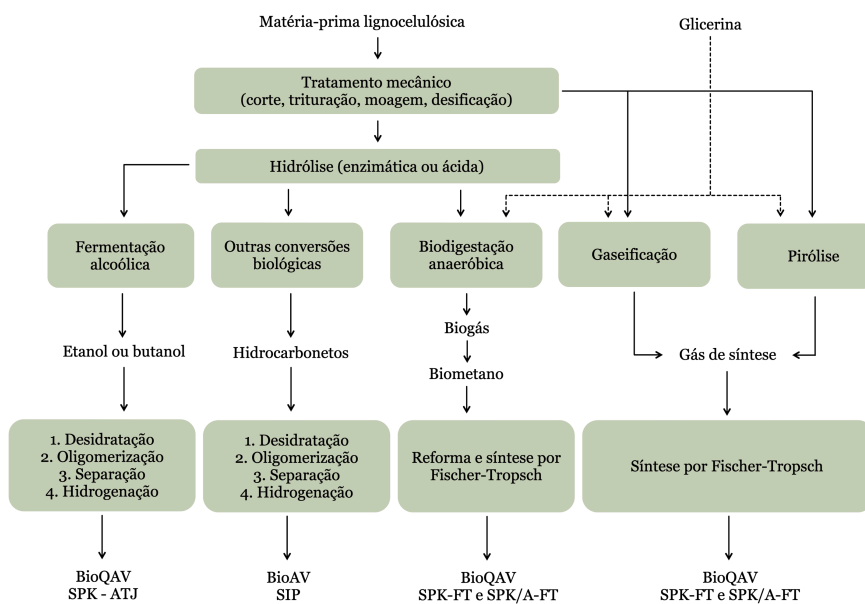


Figura 11. Produção de BioQAV empregando subprodutos da produção do biodiesel.

FONTE: Adaptada de Peres et al. (2021).

Onde SPK-ATJ: querosene parafínico sintetizado por álcool; SIP: isoparafinas sintetizadas de açúcares fermentados e hidroprocessados; SPK-FT: querosene parafínico hidroprocessado e sintetizado por Fischer-Tropsch; SPK/A: querosene parafínico sintetizado com aromáticos.

4.3. Biorrefinaria lignocelulósica

Devido a sua composição química, as biomassas lignocelulósicas podem ser utilizadas para a produção de combustíveis, como etanol, biogás e bioquerosene, o que contribui para o aproveitamento integral da planta, dentro do conceito de biorrefinaria.

Dentre os componentes da biomassa lignocelulósicas, a celulose, que é formada por unidades de glicose, e as hemiceluloses, que são formadas principalmente por açúcares de cinco e seis carbonos, como a glicose, xilose e arabinose, são as frações mais utilizadas para a produção de combustíveis, já que podem ser hidrolisadas em açúcares mais simples. As biomassas lignocelulósicas representam uma importante fonte renovável de carbono, além de sequestrarem parte do carbono emitido pelo processo de queima dos combustíveis.

Dentre as possíveis matérias-primas lignocelulósicas, os resíduos dos processos de produção de E1G, como bagaço e palha de cana-de-açúcar, e os resíduos da cultura do milho, merecem destaque por poderem ser mais facilmente integrados em biorrefinarias e estarem prontamente disponíveis em abundância. No caso da cultura da cana, estas biomassas já são parcialmente aproveitadas nas usinas para a geração de calor e eletricidade, como mencionado anteriormente. No entanto, há excedentes que podem ser aproveitados para o desenvolvimento de outros biocombustíveis e produtos renováveis. Isso garante que haja um maior aproveitamento do solo cultivável, uma vez que uma mesma área de cultivo pode gerar uma quantidade maior de energia se os subprodutos dos processos de primeira geração forem também integrados ao processo.

Além dos resíduos de cana e milho, culturas energéticas, como a cana-energia, e gramíneas de rápido crescimento, como sorgo e capim elefante, também podem ser cultivadas especialmente para serem utilizadas em biorrefinarias. Para esse fim, as biomassas são geralmente culturas não alimentícias que têm alta capacidade de produção de energia por área. O uso dessas biomassas tem como objetivo manter a biorrefinaria em operação durante o período de entressafra das demais culturas, além de, geralmente, poderem ser cultivadas em condições menos favoráveis para o cultivo de culturas alimentícias, como em regiões com solos pobres em nutrientes ou maior dificuldade de acesso à água para irrigação. Deste modo, o uso dessas biomassas garante a produção de combustíveis em regiões que são menos favoráveis para o cultivo de cana e milho, podendo ser utilizadas também nos períodos de entressafra dessas culturas agrícolas.

A Figura 12 apresenta uma descrição resumida dos possíveis combustíveis que podem ser obtidos em biorrefinarias lignocelulósicas. Dentre esses combustíveis, a produção de biogás e bioquerosene é bastante similar ao apresentado anteriormente, enquanto a produção de etanol de segunda geração (E2G) possui bastante especificidades, devido à estrutura

dos componentes na biomassa lignocelulósicas. Idealmente, a estratégia mais vantajosa dos pontos de vista econômico e ambiental é realizar uma integração entre o fracionamento da biomassa e a produção de biocombustíveis. Os subprodutos do processo podem também ser utilizados para produzir polímeros, ácidos, pigmentos e outros insumos químicos.

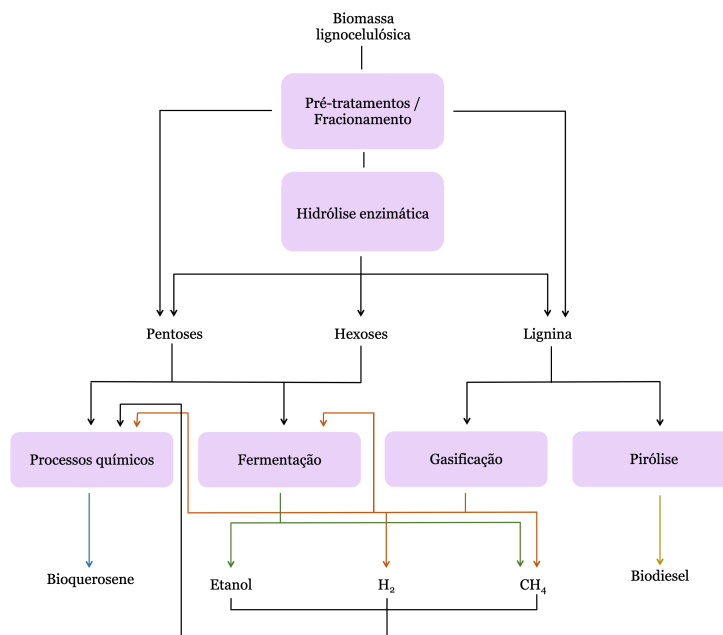


Figura 12. Combustíveis que podem ser obtidos a partir de biorrefinarias lignocelulósicas.

Dentro das possibilidades de produção de combustíveis de segunda geração destaca-se o E2G. O etanol produzido a partir das biomassas lignocelulósicas é obtido pela hidrólise dos polissacarídeos, celulose e hemiceluloses, em açúcares fermentescíveis. Estes açúcares são fermentados à etanol e, em seguida, ocorre a etapa de recuperação do produto por destilação. Sendo assim, o processo de produção de E2G pode ser simplificado em pré-tratamento; hidrólise enzimática; fermentação (C5 ou C6) e destilação (Figura 13). Existem algumas possibilidades de produção de E2G já realizadas em escala industrial, considerando, por exemplo, a integração ou separação de algumas etapas de processo. Em alguns casos, a etapa de hidrólise enzimática pode ser realizada concomitantemente com a etapa de fermentação, empregando uma combinação de enzimas e microrganismos produtores de etanol (Fermentação e Sacarificação Simultâneas-SFF). As etapas de fermentação considerando a integração das frações de açúcares com cinco e seis carbonos também podem ser realizadas em conjunto, utilizando, para isso, microrganismos geneticamente modificados ou microrganismos naturalmente consumidores de açúcares de cinco carbonos, como as leveduras *Scheffersomyces stipitis* ou *Spathaspora passalidarum*.

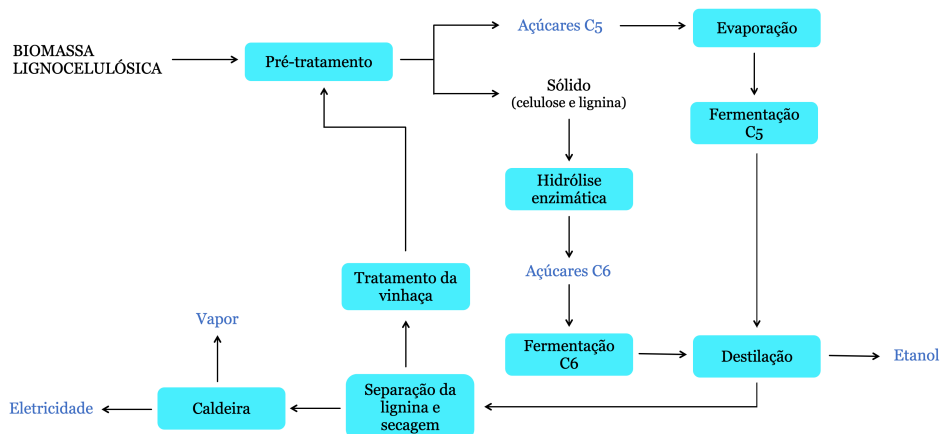


Figura 13. Uma das possibilidades de rota industrial para produção de E2G.

A primeira etapa do processo envolve o pré-tratamento para fracionar a biomassa e facilitar o acesso das enzimas na etapa subsequente do processo. Existem diversos processos de pré-tratamento que podem ser empregados nas tecnologias de E2G. Os mais comuns são os processos ácidos para o fracionamento parcial ou quase total das frações hemicelulósicas na forma de mono ou oligossacarídeos, que são solubilizados nas frações líquidas. Esses tratamentos mantêm a celulose praticamente intacta na fração sólida e promovem uma maior exposição das fibras à ação enzimática, o que aumenta o rendimento de hidrólise. A fração sólida contém ainda grandes quantidades de lignina, que são um dos principais empecilhos para a ação das enzimas, que podem ser adsorvidas na macromolécula fenólica (adsorção improdutiva).

A fração sólida, rica em celulose e lignina, chamada de celulignina, é direcionada à etapa subsequente de hidrólise enzimática para a obtenção da glicose. Já a fração líquida, normalmente rica em açúcares provenientes das hemiceluloses, pode ser direcionada à produção de E2G junto com a fração de glicose obtida após o processo de hidrólise enzimática, ou ser fermentada separadamente. A fermentação de açúcares de 5 carbonos demanda um microrganismo geneticamente modificado ou microrganismos não convencionais, visto que a levedura convencionalmente empregada na produção de E1G não é capaz de metabolizar e fermentar os açúcares de cinco carbono presentes majoritariamente nas cadeias de hemiceluloses.

Como mencionado, a etapa subsequente é a hidrólise enzimática, que tem o objetivo de converter os polissacarídeos, especialmente a celulose, em glicose. Esta etapa é realizada por coquetéis enzimáticos, que são compostos por um conjunto de enzimas, chamadas celulasas, além de diversas enzimas acessórias, que auxiliam o processo hidrolítico em uma ação sinérgica, para melhorar o rendimento do processo. A Figura 14 apresenta um esquema simplificado da ação das celulasas na hidrólise das ligações glicosídicas do tipo β . Essas ligações são bastante específicas e difíceis de serem rompidas, sendo a ação das enzimas o método mais utilizado para este fim por apresentar um melhor benefício, podendo ser realizada em condições mais brandas de temperatura (aproximadamente 50°C) do que os métodos químicos, que utilizam altas concentrações de ácidos e temperaturas, podendo degradar a celulose em outros produtos.

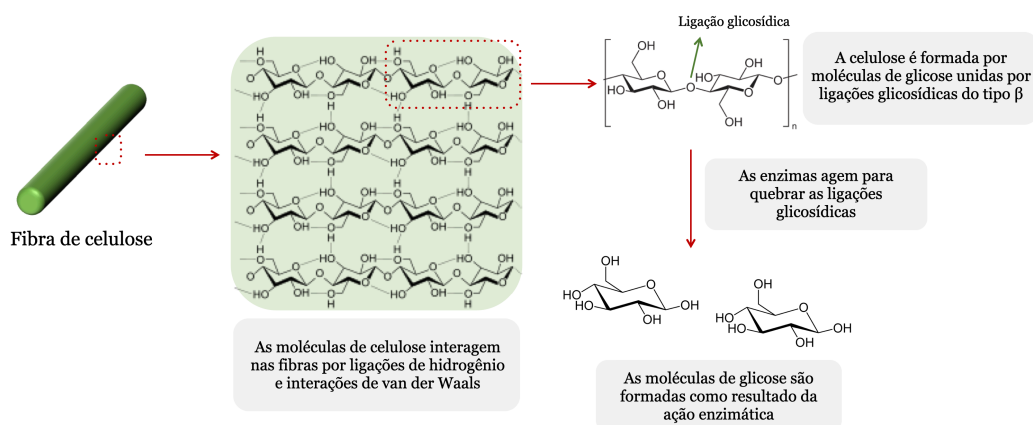


Figura 14. Conversão de celulose em glicose por rota enzimática.

Após a etapa de hidrólise, os açúcares são direcionados para a etapa de fermentação, que pode acontecer de diferentes maneiras, como pode ser observado na Figura 15. Dentre os processos, as rotas produtivas aplicadas hoje no Brasil são a hidrólise e fermentação separadas (SHF), onde as etapas de hidrólise e fermentação, assim como as etapas de fermentação dos açúcares de seis carbonos, obtidos a partir da celulose, e de cinco carbonos, obtidos a partir das hemiceluloses, são realizadas separadamente. Na fermentação da glicose, é empregada no processo fermentativo a levedura *S. cerevisiae*, a mesma empregada nas tecnologias de E1G, e na fermentação dos açúcares obtidos da hemicelulose, um microrganismo geneticamente modificado.

A outra rota empregada no Brasil é a hidrólise separada e co-fermentação de açúcares de cinco e seis carbonos. Nesta rota fermentativa, é necessário o uso de um microrganismo geneticamente modificado ou das leveduras não convencionais.

Ao final da etapa de fermentação, o vinho é direcionado à etapa de recuperação, independentemente da rota estabelecida, para obter etanol hidratado e/ou anidro, conforme as tecnologias já descritas para a produção de E1G.

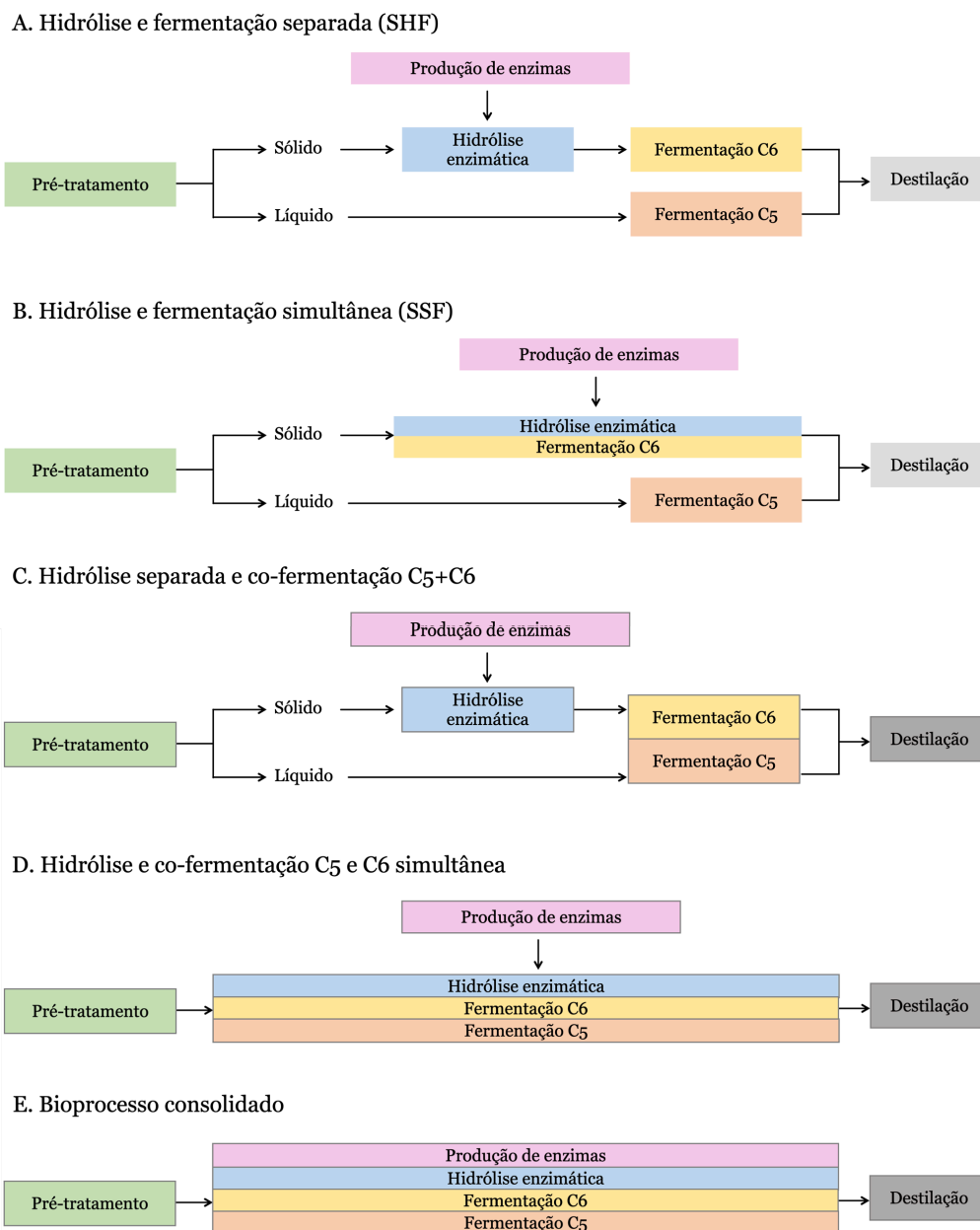


Figura 15. Possibilidades de rotas de hidrólise e fermentação de E2G.

A lignina remanescente ao final da etapa de hidrólise pode ser também recuperada e utilizada para geração de energia em caldeiras.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste capítulo foram apresentadas as diversas opções de processamento de diferentes biomassas para a produção de biocombustíveis. Foram mostrados processos já consolidados e implementados industrialmente e foram discutidos processos ainda em fase de pesquisa e desenvolvimento, que podem se tornar viáveis no futuro. Existe uma ampla gama de oportunidades de aproveitamento das biomassas que estão disponíveis em abundância no Brasil dentro do conceito de biorrefinaria. No entanto, ainda é necessário o desenvolvimento de processos realmente sustentáveis do ponto de vista econômico, ambiental e social. Attingir esta meta é mais fácil em uma biorrefinaria, que usa fontes renováveis e sistemas integrados nos quais todos os recursos são reutilizados. Apesar disso, os processos consolidados atualmente ainda não cumprem os requisitos de sustentabilidade nos três pilares, havendo espaço para melhoria especialmente nos pilares ambiental e social.

LITERATURA RECOMENDADA

- ALMEIDA, J. R. M.; FÁVARO, L. C. L.; QUIRINO, B. F. Biodiesel biorefinery: Opportunities and challenges for microbial production of fuels and chemicals from glycerol waste. **Biotechnology for Biofuels**, [s. l.], v. 5, p. 1–16, 2012.
- AMARAL, A. C.; STEINMETZ, R. L. R.; KUNZ, A. O Processo de Biodigestão. In: **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Santa Catarina: Sbera Embrapa Suínos e Aves Concórdia, 2019. p. 14–26.
- GALBE, M.; WALLBERG, O. Pretreatment for biorefineries: A review of common methods for efficient utilisation of lignocellulosic materials. **Biotechnology for Biofuels**, [s. l.], v. 12, n. 1, p. 1–26, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1186/s13068-019-1634-1>>
- MACHADO, C. M. M.; ROSA E ABREU, F. Produção de álcool combustível a partir de carboidratos. **Revista de Política Agrícola**, [s. l.], p. 64–78, 2006.
- PALHARES, J. C. P. **Produção animal e recursos hídricos - Tecnologias para manejo de resíduos e uso eficiente dos insumos**. Brasília: Embrapa, 2019.
- PERES, S.; DRUMMOND, A. R. F.; DE MIRANDA LOUREIRO, E. C.; PALHA, M. de L. A. P. F. Uso dos coprodutos da indústria do biodiesel para produção de bioquerosene de aviação / Use of biodiesel industry co-products for the aviation biokerosene production. **Brazilian Journal of Development**, [s. l.], v. 7, n. 4, p. 36898–36907, 2021.
- PRETTO, C. **Soybean biorefinery with residues exploitation: process assessment**. 2016. Universidade Federal de São Carlos, [s. l.], 2016.
- RABELO, S. C.; CARVALHO, A.; EDUARDO, C.; ROSSELL, V. Aproveitamento de Resíduos Industriais. In: **Cana-de-açúcar: energia, açúcar e etanol - Tecnologia e perspectivas**. [s.l.: s.n.]. p. 515–536, 2012.

Carbonização hidrotérmica em reator

Edson Thiago Gomes de Lima

Ramom Rachide Nunes

Ao longo do capítulo anterior, vimos que existem diferentes processos químicos e industriais de valorização da matéria orgânica (MO). Outra técnica muito promissora é a carbonização hidrotérmica (HTC), que leva à produção de um material rico em carbono orgânico, o hidrocarvão (ou hidrochar). Além de ser um método simples, a conversão termoquímica da biomassa em hidrocarvão pela HTC é ecologicamente interessante, uma vez que utiliza condições energéticas brandas quando comparadas a outras tecnologias, além de gerar baixa quantidade de subprodutos indesejados.

Para a realização da HTC, a biomassa é condicionada em um reator hermeticamente fechado com um certo volume de água, em uma faixa de temperatura entre 180-260°C e pressões autogeradas em um tempo pré-definido (as condições precisam ser previamente testadas e dependerão das características químicas da biomassa). Nessas condições, a água em estado subcrítico promove transformações na MO: primeiro, a MO sofre hidrólise, desidratação e descarboxilação, reduzindo os grupos carboxila. Em seguida, ocorrem outras reações, como condensação e aromatização, que fornecem teores de carbono elementar mais elevados do que os da biomassa original, dando origem a um produto principal com elevado grau de transformação, o hidrocarvão.

Além do produto sólido (hidrocarvão), uma fração líquida também é obtida, originada da água de processo e da fusão de moléculas mais lábeis. Nas condições mencionadas, a água atua como um solvente, solubilizando algumas moléculas e originando uma fração líquida também rica em compostos orgânicos.

Para a realização da HTC e a produção de hidrocarvões são utilizados reatores hidrotérmicos e uma mufla. Entretanto, como a produção utiliza uma baixa faixa de temperatura, a utilização da mufla pode ser substituída pela de uma estufa, bem como podem ser utilizados reatores mais simples, como os de síntese.

As propriedades dos hidrocarvões dependem da matéria-prima e das condições de produção utilizadas. De maneira geral, os hidrocarvões tem baixas razões atômicas O/C e H/C, que são indicadoras de estabilidade. Além disso, também apresentam alta concentração de grupos funcionais e elevada área superficial, que influenciam na capacidade de troca catiônica do solo (CTC), na retenção e disponibilização de nutrientes. Devido a essas propriedades, os hidrocarvões possuem uma ampla aplicabilidade, podendo ser utilizados como material adsorvente, catalisador, combustível sólido e para uso agrícola, como condicionador de solos e remediação ambiental.

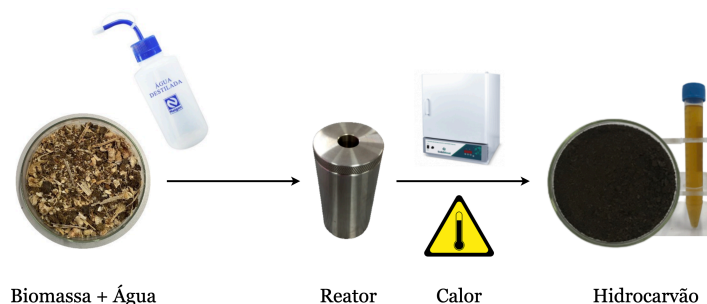


Figura 1. Preparo de um hidrocarvão a partir de biomassa (neste caso, resíduos de milho triturados).

LITERATURA RECOMENDADA

KHOSRAVI, A.; ZHENG, H.; LIU, Q.; HASHEMI, M.; TANG, Y.; XING, B. Production and characterization of hydrochars and their application in soil improvement and environmental remediation. *Chemical Engineering Journal*, v. 430, p. 133142, 2022.

LANG, Q.; LIU, Z.; LI, Y.; XU, J.; LI, J.; LIU, B.; SUN, Q. Combustion characteristics, kinetic and thermodynamic analyses of hydrochars derived from hydrothermal carbonization of cattle manure. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 10, n. 1, p. 106938, 2022.

MARIUZZA, D.; LIN, J.; VOLPE, M.; FIORI, L.; CEYLAN, S.; GOLDFARB, J. Impact of Co-Hydrothermal carbonization of animal and agricultural waste on hydrochars' soil amendment and solid fuel properties. *Biomass and Bioenergy*, v. 157, p. 106329, 2022.

Tratamento de solos contaminados

André Henrique Rosa

Carolina de Castro Bueno

Cláudia Hitomi Watanabe

Murilo Teles Domingues

Pedro Paulo dos Santos Tersariol

Leonardo Fernandes Fraceto

1. INTRODUÇÃO

A contaminação da biosfera tem aumentado significativamente devido aos altos índices de urbanização e industrialização na paisagem das cidades (Singh 2004). Entretanto, há algumas décadas, a contaminação dos solos ainda era compreendida como incidentes relativamente raros, com poucas possibilidades conhecidas de consequências negativas para a saúde humana e ambiental. Contudo, incidentes de contaminações ambientais significativos como os que ocorreram em Minamata (Japão, 1956), Love Canal (Nova Iorque, 1978) e na Cidade dos Meninos (Rio de Janeiro, 1989) (Brasil, 2003), por exemplo, foram respondidos por intermediações políticas visando o controle máximo dos riscos ambientais. Atualmente, a contaminação dos solos não é mais percebida como incidentes severos, mas sim como problemas estruturais espalhados, variando apenas de intensidade e significância (Nathanail e Bardos, 2004). Essa nova visão ocorre, muitas vezes, por causa do grande número de áreas com solo contaminado. Em maio de 2002, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) divulgou, de forma inédita, a lista de áreas contaminadas no Estado de São Paulo: 255. Após seis anos, a mesma pesquisa relatou um número aproximadamente dez vezes maior: 2.514 áreas contaminadas no estado paulista (Figura 1), sendo a utilização indiscriminada de corretivos de solo, fertilizantes, agrotóxicos, solventes, tintas, bifenilapolicloradas (PCB), metais potencialmente tóxicos e o derramamento de gasolina dos postos de combustíveis, as principais causas de contaminação dos solos (Souza, Peres e Moraes, 2010). Aliás, os contaminantes derivados de hidrocarbonetos são classificados como poluentes ambientais prioritários pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, do inglês US Environmental Protection Agency), pois muitos componentes são tóxicos, mutagênicos, e cancerígenos. Além disso, também estão na lista dos resíduos sólidos mais perigosos na China (Liu et al., 2010). Dessa forma, o tratamento (ou remediação) de solos contaminados tem sido reconhecido como um desafio para as gerações presentes e futuras não só pela área total contaminada, mas também pela diversidade de contaminantes que muitas vezes coexistem em uma mesma área e sua gestão sustentável.

Esse grande desafio gera busca constante por novas tecnologias que visem a recuperação ambiental de locais afetados por diferentes contaminantes, bem como a melhor forma de implementação dessas técnicas. Exemplo disso é a remediação *in situ*, que pode ser considerada uma promessa tanto no que diz respeito às perspectivas inovadoras das tecnologias envolvidas, como também uma alternativa economicamente viável (Perminova e Haatfield, 2002). Outro exemplo é a incorporação de matéria orgânica em solos contaminados a fim de promover efeitos químicos, físicos e biológicos favoráveis nas características dos solos, aumentando sua fertilidade e contribuindo com a taxa de decomposição e quelação de elementos diversos.

Neste contexto, este capítulo irá abordar as principais técnicas de remediação de solos contaminados, destacando os tratamentos biológicos e a utilização da matéria orgânica como alternativa para o melhoramento das técnicas empregadas.

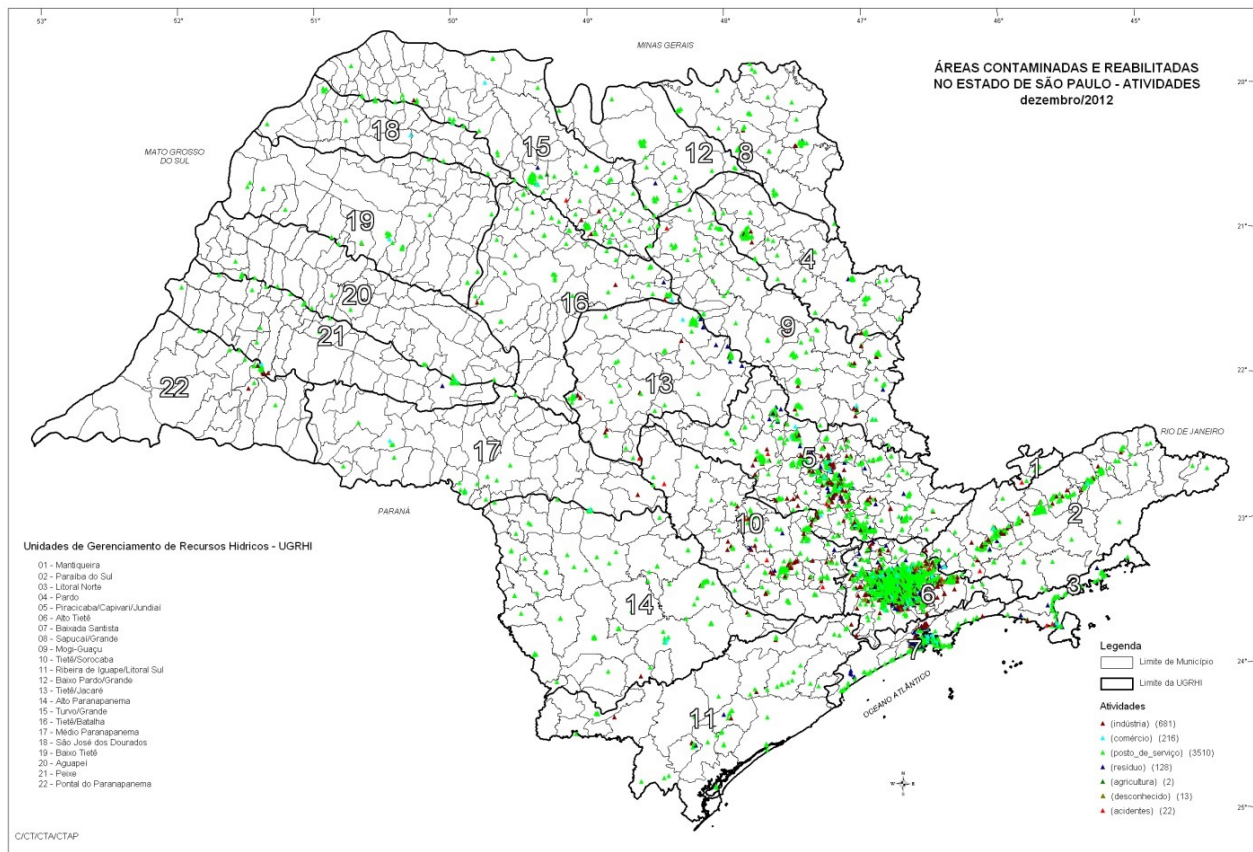


Figura 1. Áreas contaminadas e reabilitadas no estado de São Paulo em 2012.

FONTES: CETESB (2013)

2. TRATAMENTO DE SOLOS CONTAMINADOS: PRINCÍPIOS

Antes do conhecimento das abordagens metodológicas utilizadas para o tratamento de solos contaminados é importante salientar algumas características que influenciam direta e indiretamente no processo de remediação. A geologia de um local, por exemplo, pode ser sua própria fonte de contaminação ou uma via pela qual os contaminantes podem migrar ou possuir um receptor que possa ser afetado pelos contaminantes. A geologia é um fator chave para avaliar se uma dada contaminação é resultado da contaminação da superfície ou de sua porção subterrânea, o que afeta diretamente a avaliação e a gestão de solos contaminados (Nathanail e Bardos, 2004). Assim, a informação geológica de um solo contaminado precisa ser, necessariamente, considerada para encontrar o tratamento mais adequado. Além da geologia, o solo possui diversas características que são relevantes no que tange ao seu tratamento. São elas: permeabilidade (favorece ou não o caminho a ser percorrido pelo contaminante), materiais que constituem o solo, o ambiente que o solo está estabelecido (rocha, planície aluvial, lacustre, sedimento estuarino, turfa etc.), a composição geoquímica do solo, o potencial de degradação do contaminante, bem como dos produtos de sua degradação. Adicionalmente, conhecer os organismos pedológicos que habitam o local de contaminação pode ser decisivo, já que alguns contaminantes suprimem consideravelmente a atividade das bactérias e dos fungos do solo e, conseqüentemente, pode interferir no processo de degradação/redução e ciclagem de nutrientes (Khan 2000). Além disso, a utilização excessiva de nutrientes também pode alterar gravemente os equilíbrios biológicos e reduzir, assim, a biodiversidade do solo. Entender as propriedades químicas e físicas dos elementos, íons e compostos que causam a contaminação é relevante para se estimar e avaliar as ferramentas corretas para a remediação, além de prever como o transporte irá ocorrer e os riscos que os elementos contaminantes podem oferecer ao ecossistema local (Nathanail e Bardos, 2004).

No contexto do tratamento dos solos contaminados, a utilização do Modelo Conceitual (MC) tem sido altamente recomendada. O MC nada mais é do que uma descrição iterativa simplificada das condições ambientais no local de contaminação e em sua área de entorno, retratando de forma técnica e precisa as informações sobre os possíveis contaminantes, vias de percolação e receptoras, além de apontar áreas de incertezas ambientais e antrópicas do que diz respeito à contaminação. O MC deve ser sempre atualizado, reportado para a comunidade ao entorno de sua área de abrangência e pode ser apresentado como uma mistura de diagramas, tabelas, textos e figuras. Segundo a ASTM Internacional (do inglês American Society for Testing and Materials), os seguintes itens principais devem ser contemplados no MC: i. resumo das

condições locais (traçar o perfil histórico do local e condições atuais; principais fontes de contaminação); ii. descrição do local e da área de entorno (resumo dos tipos de ocupações do local; utilização de possíveis contaminantes no local ou em locais próximos); iii. dados geológicos (estratificação do solo e sua variação na área contaminada; e influência para o transporte de contaminantes); iv. dados de hidrogeologia (classificação do aquífero em cada estrato geológico e dados de permeabilidade do mesmo; direção do fluxo das águas subterrâneas; influência da superfície; presença de alterações antrópicas (sistemas de drenagem, tanques subterrâneos de armazenamento, tubulações); v. caracterização dos contaminantes (propriedades físico-químicas, como solubilidade, volatilidade, densidade, toxicidade; fase do contaminantes (sólido, aquoso, sorvido, gasoso, fase líquida não aquosa leve ou densa); resumo das concentrações indicadas); vi. vias potenciais de recepção e percolação (aquífero, sedimentos, serviço de drenagem, ar, raízes, cadeia alimentar); vii. fatores de risco (reação com outros químicos presentes no local; persistência ambiental, ecotoxicidade aguda e solubilidade e; viii. limitações (fatos, incertezas) (Nathanail e Bardos, 2004).

Em resumo, buscar o conhecimento de todas as características do solo contaminado e de seu(s) contaminante(s) por intermédio do Modelo Conceitual pode ajudar na eficiência da técnica de remediação utilizada. O MC solidifica o entendimento do que precisa ser feito para alcançar a gestão holística das variáveis envolvidas no processo de descontaminação levando a uma série de ações para reduzir a quantidade do contaminante com o tempo.

3. PRINCIPAIS METODOLOGIAS DE TRATAMENTO PARA SOLOS CONTAMINADOS

A entrada de contaminantes no solo causa a danificação e/ou a perda de várias das suas funções. Dessa forma, para estimar o impacto dos contaminantes do solo, precisa-se levar em conta não somente as concentrações dos contaminantes, mas as características de seus comportamentos no ambiente e influências para as propriedades físicas, químicas e biológicas. Faz-se frequentemente uma distinção entre a contaminação do solo originária de fontes claramente confinadas (contaminação local ou pontual) e a causada por fontes difusas.

Antes de explanar sobre as metodologias destinadas ao tratamento de um solo contaminado, é preciso saber como lidar com o(s) contaminante(s) contido(s) no solo, visto que o processo de tratamento escolhido indica a necessidade de procedimentos específicos, como mostra a Tabela 1.

Em geral, a recuperação de solos contaminados emprega uma ou mais das seguintes características:

- Escavação e remoção de materiais para fora do local contaminado (para deposição em aterro ou tratamento off-site);
- Abordagens baseadas em processos de contenção destinados a evitar ou limitar a migração dos contaminantes deixados no local ou confinados a uma área de armazenamento específico;
- Abordagens baseadas em tratamentos para destruir, remover ou desintegrar os contaminantes contidos no solo contaminado.

A remediação de solos é usualmente descrita como sendo on-site ou off-site, sendo que o primeiro termo está relacionado com processos de tratamento conduzidos dentro dos limites de uma dada área contaminada. Já o termo off-site descreve atividades que são conduzidas fora dos limites da área contaminada e compreendem a disposição do solo contaminado em um local licenciado ou centro de tratamento específico. Os tratamentos de remediação ainda são classificados como *in situ* e *ex situ*. O primeiro implica na utilização de processos que ocorrem no solo não removido ou escavado, sendo, portanto, não perturbado. Já o termo *ex situ* se refere a processos que implicam na escavação de solos e sua extração da área contaminada. Na última década, tem-se dado prioridade à utilização de técnicas de remediação *in situ*, visto que as técnicas *ex situ* estão propensas a maiores danos ambientais, tais como escavação, manipulação, transporte e armazenamento de materiais contaminados (Procópio et al., 2009).

Tabela 1. Procedimentos a serem considerados para a escolha de um tratamento adequado

PROCEDIMENTO	DESCRIÇÃO
Destruição	O contaminante pode ser completamente destruído por degradação biológica e/ou físico-química
Extração dos contaminantes	A extração pode ser alcançada por escavação e remoção, por processos de mobilização e recapturação ou ainda por processos de concentração e recuperação. A extração implica em um tratamento adicional e/ou armazenamento subsequente.

PROCEDIMENTO	DESCRIÇÃO
Estabilização*	Relacionada ao local em que o contaminante permanece (<i>in situ</i>) e em que está com menor mobilidade e/ou com menor toxicidade devido à combinação de processos biológicos, químicos e físicos.
Contenção*	A pluma de contaminação está contida em um local ou via de acesso que impede a exposição da mesma ao ambiente envolto.
Reciclagem	Última alternativa de remoção do solo contaminado.

* Ambas deixam o contaminante *in situ*, o que significa que o desempenho desses processos em longo prazo requer uma avaliação completa e permanente e, eventualmente, a sua manutenção.

FONTE: Adaptado de Nathanail e Bardos (2004)

Além dos procedimentos citados na Tabela 1, existem outros fatores que devem ser levados em consideração para selecionar um método de remediação efetiva de um solo contaminado. Estes incluem os fatores indicados na Figura 2.



Figura 2. Fatores que influenciam na escolha de uma técnica de remediação.

FONTE: Adaptado de Nathanail e Bardos (2004)

Os fatores, decisões e ações que podem ser tomadas em qualquer problema de solos também são definidos por um conjunto de limites que são específicos da área a ser tratada. Esses limites são, geralmente, agrupados em três categorias amplas (Nathanail e Bardos, 2004):

- I. Limites que são propriedades intrínsecas do solo em questão, como, por exemplo, condições pedológicas, a natureza da contaminação, a acessibilidade ao local, os serviços disponíveis no local (água, energia elétrica, etc.);
- II. Limites que são relacionados com a gestão do local, como o responsável pela área contaminada, interesses de uso da área antes, durante e após o tratamento do local para o estabelecimento de uma relação da metodologia de remediação a ser escolhida, tempo hábil e orçamento disponível;
- III. Desenvolvimento e limites regulatórios, como, por exemplo, o Plano Diretor em que a área está inserida além de licenciamento e requerimentos legais envolvidos.

Por fim, existem outros delineamentos que também precisam ser levados em conta para escolher um método de remediação, já que à primeira vista, uma solução proposta pode parecer adequada, mas que após outras considerações não é factível e prática. São eles:

- Atuação prévia da tecnologia em questão em outros cenários, sua validação de sua eficiência por meio de informações de projetos anteriores;
- Disponibilidade de serviços e instalações no local a ser tratado;
- Duração do tratamento e seu custo ao longo do tempo;

Para muitos casos de solos contaminados, cuidados pós-tratamento são extremamente necessários, variando desde um simples controle do que ocorre na área até um monitoramento em longo prazo no que tange à contenção do contaminante e controle dos produtos de sua degradação até a completa reabilitação do solo.

Adicionalmente, as técnicas de tratamento podem ser utilizadas tanto para a remoção de contaminantes orgânicos, inorgânicos ou até mesmo quando ambos se encontram misturados. A maioria das técnicas de remediação age apenas na remoção da porção móvel dos contaminantes presentes nos solos. A Figura 3 mostra exemplos de técnicas eletroquímicas de tratamentos para a redução de contaminantes no solo.

Solos contaminados apresentam um dos mais complexos desafios para equipes interdisciplinares. A recuperação dessas áreas tem se mostrado de fundamental importância principalmente no que se refere ao isolamento e a retenção dos contaminantes através de meios que possibilitem o maior controle de migração dos mesmos (Rojas, Consoli e Heineck, 2009). Neste contexto, como foi citado anteriormente, características como local, concentração e comportamento do poluente a ser tratado, fauna e flora presentes, bem como o custo de tratamento,, mostram-se fundamentais para a tomada de decisão e escolha das técnicas adequadas e eficazes a serem empregadas (Da Silva et al., 2012). Inúmeras tecnologias para o tratamento de solos contaminados vêm sendo desenvolvidas ao longo dos anos, tecnologias estas que envolvem processos físicos, químicos e biológicos que podem ser utilizadas também em conjunto com outra para reduzir a contaminação a um nível segura e aceitável (Reddy, Admas e Richardson, 1999).

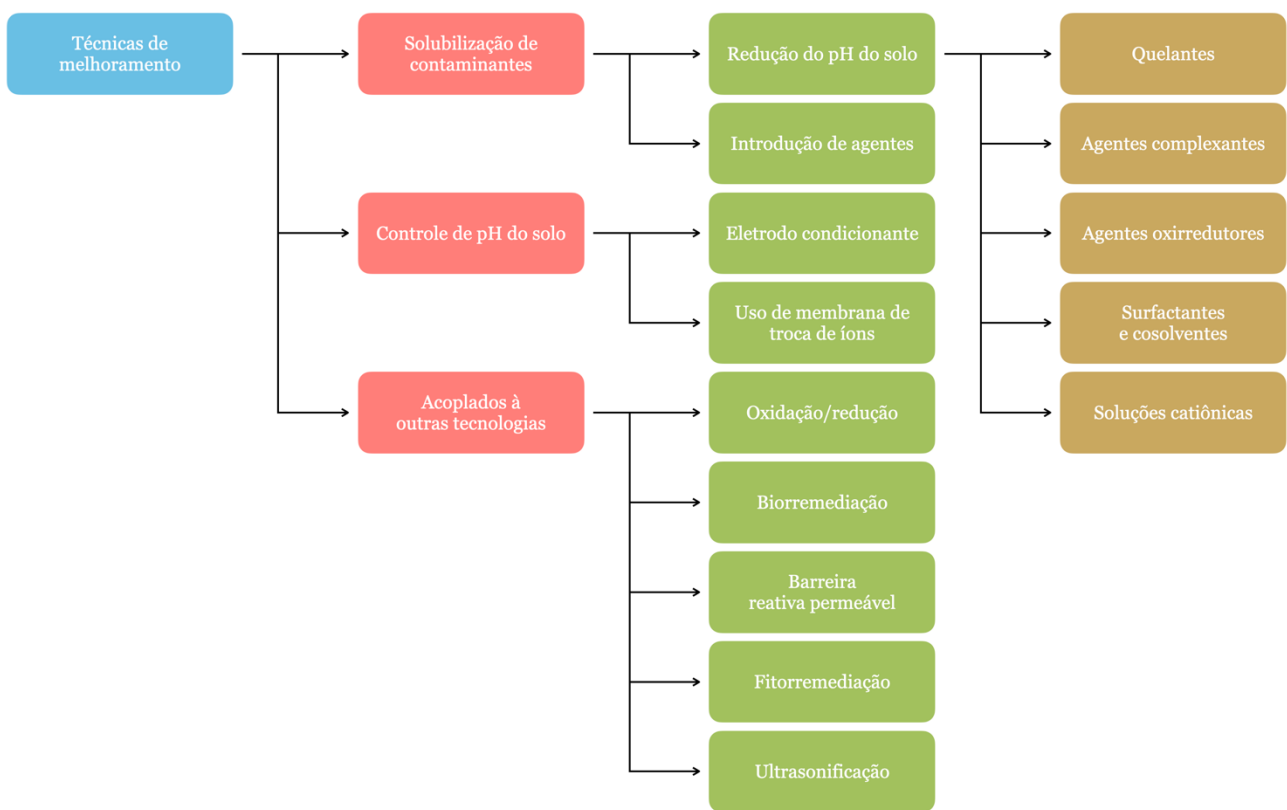


Figura 3. Classificação das técnicas de aprimoramento para remediação de solos.

FONTE: Yeung e Gu (2011)

Tendo conhecimento dos pontos expostos até o presente momento, as tecnologias de remediação de solos contaminados podem ser apresentadas nas próximas seções: tratamentos físicos, químico, biológicos e térmicos bem como, suas vantagens e desvantagens.

3.1. Tratamento Térmico

As técnicas baseadas em princípios térmicos exigem demandas energéticas bastante elevadas e muitas vezes têm como consequências possíveis emissões de outros contaminantes perigosos. Contudo, em algumas situações, são empregadas temperaturas substancialmente baixas, levando a consumos de energia menores. Uma vantagem em relação a este tipo de processo envolve a minimização de outros tipos de contaminação ambiental para o caso em que emissões gasosas forem

tratadas antes de liberadas ao ambiente. Os custos para implementação deste tipo de tratamento variam de acordo com o tipo de estrutura a ser implementada, além de parâmetros intrínsecos do ambiente a ser tratado, como umidade, tipo de solo e concentração de poluente.

Tendo conhecimento dos pontos expostos até o presente momento, as tecnologias de remediação de solos contaminados podem ser apresentadas nas próximas seções: tratamentos físicos, químico, biológicos e térmicos bem como, suas vantagens e desvantagens.

3.2. Tratamento Físico-Químico

Os métodos atualmente mais usados que envolvem processos físico-químicos baseiam-se na transferência de um contaminante do solo a um receptor de fase líquida ou gasosa. Os principais produtos obtidos são o solo tratado e os contaminantes concentrados. O processo específico de tratamento depende do tipo(s) de contaminante(s), nomeadamente no que se refere ao tipo de ligação que este(s) estabelece(m) com as partículas do solo.

3.3. Tratamento Biológico

Os métodos biológicos se baseiam na capacidade de metabolização de compostos químicos por parte dos microrganismos. O solo apresenta elevado número de microrganismos que, gradualmente se adaptam à fontes disponíveis, desde açúcares facilmente metabolizáveis a compostos orgânicos de maior complexidade. Ao aplicar o tratamento biológico, os microrganismos naturais presentes na matriz do solo, são estimulados a degradar os contaminantes. Em determinadas situações (presença de contaminantes muito persistentes), pode ser necessário recorrer a microrganismos específicos ou a utilização de microrganismos geneticamente modificados, de modo a conseguir uma otimização da biodegradação.

O tratamento biológico do solo diminui os riscos para a saúde pública, bem como para o ecossistema e, ao contrário da incineração ou dos métodos químicos, não interfere nas propriedades naturais do solo. Atualmente as principais técnicas biológicas de tratamento incluem (Da Silva et al., 2012): bioaugmentação, bioestimulação, biorremediação passiva, bioventilação, compostagem, landfarming, e sistemas de lodos. Neste contexto, a Tabela 2 fornece um resumo das técnicas que podem ser utilizadas no tratamento de solos contaminados:

Tabela 2. Quadro geral de técnicas utilizadas no tratamento de solos contaminados

Tratamentos Biológicos		
Técnica	Componentes	Descrição
<i>Landfarming</i>	Hidrocarbonetos de petróleo (Frtr, 1999e).	Processo biotecnológico, que utiliza a população microbiana do solo para a degradação dos contaminantes (Procópio et al., 2009). Geralmente envolve o espalhamento de solos contaminados escavados em uma fina camada (não mais do que 1,5 m) sobre a superfície do solo de um local de tratamento e estimula a atividade aeromicrobiana dentro dos solos através de arejamento e/ou a adição de nutrientes, minerais e água/umidade (Usepa, 1998c; Khan, Husain e Hejazi, 2004).
Compostagem	Produtos resultantes de petróleo (Usepa, 1998a); Compostos orgânicos voláteis (COVs) não halogenados; Compostos orgânicos voláteis halogenados, Compostos orgânicos semi-voláteis (SVOCs); Pesticidas (Frtr, 1999b).	O tratamento envolve o empilhamento de solos contaminados em montes (pilhas) e posterior simulação de atividade microbiana aeróbia por arejamento e a adição de minerais, nutrientes, e umidade (Usepa, 1998a; Khan, Husain e Hejazi, 2004). Em alguns casos calor e pH são controlados para aumentar a biodegradação. As pilhas possuem um sistema subterrâneo que permite o fluxo de ar e sua área de exposição é revestida por material impermeável de modo a reduzir a quantidade de material lixiviado, evitando assim, o contato com o solo não contaminado.

Tratamentos Biológicos		
Técnica	Componentes	Descrição
Fitorremediação	Metais; radionuclídeos; Solventes clorados; hidrocarbonetos de petróleo, PCB, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs), inseticidas; Organofosforados; Explosivos e Surfactantes (Khan, Husain e Hejazi, 2004)	A fitorremediação é uma técnica emergente que envolve o emprego de plantas, bem como a microbiota associada a elas além de amenizantes como corretivos, fertilizantes e matéria orgânica presentes no solo. Esta técnica aliada às práticas agronômicas removem, imobilizam ou tornam os contaminantes menos perigosos ao meio ambiente (Pires <i>et al.</i> , 2003).
Sistemas de lodos	COVs não halogenados, SVOCs halogenados; Pesticidas; PCB (Frtr, 1999c).	Unidades onde ocorre a remoção da matéria orgânica pela ação de microrganismos aeróbios submetidos à aeração e presença constante de ar. Este tratamento biológico <i>ex situ</i> requer escavação do solo contaminado. Neste sistema bactérias são selecionadas para metabolizar o contaminante e solo escavado para que o tratamento ocorra de maneira controlada por biorreatores, onde a lama é misturada para manter os sólidos suspensos e os microrganismos em contato com os contaminantes. Nestes reatores, a biodegradação ocorre numa taxa rápida, com tempos de tratamento típicos variando de menos de um mês a mais de seis meses (Khan, Husain e Hejazi, 2004). Assim o processo é completado, a lama é desidratada e tratada (Khan, Husain e Hejazi, 2004).
Passiva	Baixos índices de contaminação	Degradação natural realizada pelos próprios organismos presentes no solo.
Bioestimulação	-	Envolve a adição de nutrientes com o intuito de estimular a atividade dos microrganismos.
Bioventilação (ou <i>bioventing</i>)	Qualquer substância degradável por processos aeróbios. Produtos do petróleo.	O processo de <i>bioventing</i> é baseado na injeção de ar na área contaminada, sendo projetada para maximizar a biodegradação <i>in situ</i> e minimizar a eliminação de gases contaminados para a atmosfera. Esta técnica bombeia do ar apenas na zona insaturada ou vadosa (Usepa, 1998b; Khan, Husain e Hejazi, 2004).

Tratamentos Físicos		
Técnica	Componentes	Descrição
Lavagem de solo	Substâncias inorgânicas que incluem contaminantes radioativos, COVs, compostos orgânicos semi-voláteis (COSVs), petróleo, resíduos de combustíveis, metais, PCB, PAHs, e pesticidas (Frtr, 1999f).	Utiliza líquido (geralmente água, ocasionalmente combinada com solventes) e processos mecânicos para limpeza de solos. Os solventes são selecionados com base na sua capacidade de solubilização de contaminantes específicos bem como efeitos a saúde e ao meio ambiente. O processo de lavagem do solo separa solo fino (argila e silte) do solo mais grosseiro (areia e cascalho). Uma vez que os contaminantes de hidrocarbonetos tendem a se ligar às partículas mais finas de solos (principalmente argila e lodo), separa-se as partículas menores das maiores e reduz o volume de solo contaminado. Esta técnica é muitas vezes combinada a outras tecnologias. Recentemente tem sido proposta

Tratamentos Físicos		
Técnica	Componentes	Descrição
		uma variação da técnica tradicional de lavagem de solos contaminados, onde uma solução de contaminantes se move para uma área onde pode ser removida a partir da lavagem do solo. Nesse caso, é feita a passagem de um fluido de extração através dos solos usando um processo de injeção ou infiltração. Se ocorrer a contaminação de águas subterrâneas, esta deve bombeada para a superfície e tratada (Frtr, 1999f; Khan, Husain e Hejazi, 2004).
Extração de vapor do solo (SVE)	COVs e COSVs (Frtr, 1999g)	Também conhecida como ventilação ou extração de solo a vácuo. Tipo de descontaminação de solos, onde ocorre a indução de fluxo de ar controlado para remoção de contaminantes voláteis e semivoláteis presentes no solo. Para a superfície do solo, tampas de geomembrana são muitas vezes colocadas sobre a superfície do solo para evitar curtos-circuitos, aumentando também o raio de influência dos poços. Bombas de pressão de água podem ser usadas para reduzir o afloramento da água do solo ou para aumentar a profundidade da zona vadosa. A injeção de ar é eficaz para facilitar a extração de contaminação com elevada profundidade, contaminação de solos com baixa permeabilidade e quando há contaminação na zona saturada do solo (Frtr, 1999g).
Solidificação/Estabilização	Metais, compostos inorgânicos; COVs.	Estabilização refere-se ao processo que reduz o risco por uma perda de conversão do contaminante em um meio menos solúvel, imóvel e menos tóxico. A solidificação consiste em um processo que encapsula o resíduo de contaminantes. A estabilização <i>in situ</i> e solidificação envolve três principais componentes: (1) um meio de mistura do solo contaminado em local; (2) um reagente de armazenamento, preparação e um sistema de alimentação; (3) um meio para distribuir os reagentes para a zona de mistura do solo (Khan, Husain e Hejazi, 2004)).
Vitrificação	-	A vitrificação ou vidro fundido é um método de estabilização/solidificação que utiliza uma poderosa fonte de energia para 'derreter' o solo em altíssimas temperaturas (1600-2000°C), imobilizando a maioria de compostos inorgânicos, bem como destruindo os poluentes orgânicos por pirólise (Frtr, 1999d; Khan, Husain e Hejazi, 2004). As altas temperaturas destroem quaisquer constituintes orgânicos, o que resulta em subprodutos inorgânicos, tais como metais potencialmente tóxicos e radionuclídeos. Estes são incorporados a uma estrutura de vidro, que é geralmente forte, durável e resistente à lixiviação (Frtr, 1999c; Khan, Husain e Hejazi, 2004).
Dessorção térmica	Maioria dos hidrocarbonetos contaminantes dos solos (Khan, Husain e Hejazi, 2004), produtos orgânicos em geral (Frtr, 1999h). Mercúrio Compostos orgânicos voláteis, PAHs,	Tecnologia inovadora de tratamento onde o solo contaminado é escavado e blindado. Esta técnica envolve o aquecimento dos solos alcançando temperaturas entre 100-600°C. Dessa forma, assim que os contaminantes (com pontos de ebulição na faixa temperatura escolhida) vaporizarem e se separarem do solo, serão recolhidos e em seguida, tratados por outros meios (Khan, Husain e Hejazi, 2004).

Tratamentos Físicos		
Técnica	Componentes	Descrição
	PCB e pesticidas (Frtr, 1999f).	
Encapsulamento	-	Modo alternativo de reparação por isolamento físico e contenção do material contaminado. Nesta técnica, os solos impactados são isolados por tampas de baixa tecido sintético permeável ou tampas de corte. A fonte de contaminação é coberta com camadas de permeabilidade de tecido sintético ou tampas de barro para limitar a infiltração de precipitação de modo a evitar a lixiviação e a migração de contaminantes.
Aeração	SVOCs, pesticidas e combustíveis. COV. Redução de odores (Frtr, 1999a).	Evaporação de componentes voláteis do petróleo presentes no solo para o ar. Processo no qual a área de contato entre a água e o ar é aumentada. O solo contaminado é espalhado e mobilizado. Os vapores recolhidos também requerem tratamento adicional (Frtr, 1999a).
Lotes de asfalto	Hidrocarbonetos	Este processo envolve a escavação dos solos contaminados, que, em seguida, são submetidos a um aumento térmico.

Tratamentos Químicos		
Técnica	Componentes	Descrição
Oxidação	Poluentes orgânicos.	Processos Oxidativos Avançados (POAs), técnica baseada na formação de radicais hidroxilas altamente oxidantes, capazes de reagirem com praticamente todas as classes de compostos orgânicos e inorgânicos sendo que seus produtos de degradação final não são poluentes ao meio ambiente. A reação com base na utilização de Fenton baseia-se em uma mistura aquosa de Ferro (II) e peróxido de hidrogênio na qual ocorre a transferência de elétrons entre o peróxido e o redutor (Pereira, Marques e Pérez, 2009).

FONTE: Autoria própria

Além das tecnologias apresentadas na Tabela 2, deve-se ressaltar que a matéria orgânica desempenha um papel essencial na manutenção das principais funções do solo, sendo um fator essencial de resistência à erosão e de conservação da fertilidade do solo. Além desses componentes o solo possui uma fração mineral que inclui partículas de rochas em decomposição, argilominerais, manganês, alumínio e hidróxidos de ferro. Contudo, sendo o solo uma mistura, as substâncias húmicas e os minerais interagem, formando um complexo de adsorção coloidal, permitindo que a matéria orgânica assegure a capacidade de aglutinação e o efeito tampão do solo. Tudo isso contribui para limitar a difusão de contaminantes pelo solo, além de dificultar a contaminação de águas subterrâneas. Adicionalmente, estudos tem demonstrado que a matéria orgânica está envolvida diretamente na absorção de poluentes orgânicos hidrofóbicos em solos saturados de água, além de existir uma forte correlação entre o grau de adsorção e o conteúdo pedológico (Ortega-Calvo 1997; Tan, 2003). Assim, é possível afirmar que a origem e composição das frações húmicas e não húmicas influenciam de forma significativa a sorção de contaminantes orgânicos, influenciando, portanto em sua biodegradação.

Observou-se que a disponibilidade de compostos orgânicos classificados como interferentes endócrinos (IE) pode ser diretamente influenciada pela presença de substâncias húmicas (SH), tornando estudos das interações entre as SH e esses interferentes endócrinos fundamentais para a compreensão do transporte e da reatividade deste tipo de contaminante no ambiente. Dados obtidos a partir de experimentos de sorção realizados por (Cunha 2012) utilizando IE e sedimentos com diferentes quantidades de matéria orgânica também identificaram a interação entre aqueles e a matéria orgânica contida.

Por fim, uma grande variedade de tecnologias de remediação está disponível para o tratamento de diversas áreas contaminadas. As condições do local, tipos de contaminantes, suas fontes e medidas de controle de origem do contaminante determinam a escolha de uma estratégia de remediação e tecnologia adequada. Os processos de tratamento podem ser, e no geral, são combinados para uma remoção com maior eficácia de contaminantes e materiais perigosos presentes em áreas contaminadas. Conseqüentemente, várias tecnologias podem fornecer uma remediação eficiente e rentável durante a determinação da estratégia e técnicas de remediação (Khan 2004).

4. EXPERIÊNCIAS JÁ REALIZADAS

Tendo visto as premissas principais que abrangem o tratamento de solos contaminados, torna-se necessário verificar também algumas experiências práticas já realizadas nesta área. Aqui é importante saber que existem duas abordagens utilizadas para estudar a distribuição dos microrganismos em agregados do solo: i. fracionamento com base na localização de microrganismos nas camadas interiores ou exteriores dos agregados do solo e; ii. a observação direta de microrganismos do solo *in situ* ou *ex situ* por meio de técnicas de microscopia (Li 2004). Como a observação direta dos microrganismos acaba sendo uma técnica mais precisa, este tópico visa destacar, principalmente, os processos microscópicos que ocorrem em um solo contaminado e suas conseqüências no sistema macroscópico a ser tratado.

Os processos microscópicos podem ser investigados e monitorados por intermédio de diversos equipamentos, sendo o mais comum o Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV), o Microscópio Eletrônico de Transmissão e pelo Microscópio Confocal de Varredura a Laser. O MEV é uma poderosa ferramenta de ampliação que fornece informações topográficas e morfológicas por meio de imagens tridimensionais de alta resolução. Além disso, o MEV também é utilizado para obter informações precisas relacionadas às microestruturas de um material, sendo, portanto, bastante utilizado em várias áreas de pesquisas científicas e industriais. Adicionalmente, o MEV é uma ferramenta essencial para conduzir, entender e aperfeiçoar metodologias utilizadas em diversos campos, como o da biologia, ciências da vida e pedologia, como veremos a seguir.

Como foi citado no início deste capítulo, a contaminação de solos por petróleo e seus derivados tem sido bastante evidente nos últimos anos. As principais fontes desse tipo de contaminação são postos de gasolina, plantas de petróleo, dutos de distribuição de líquido combustível, tanques de armazenamento e transporte (Wolicka 2009). Um solo contaminado com petróleo é tratado, comumente, por meio de três métodos: físico, químico e biológico. Os métodos físicos e químicos incluem a incineração, cloração, ozonização, e combustão da massa contaminada. Muitas destas tecnologias, no entanto, são caras e na maioria das vezes não remove o contaminante por completo. Contudo, o tratamento biológico via adição *in situ* de matéria orgânica específica parece ser um dos métodos mais promissores para tratar uma vasta gama de contaminantes orgânicos, em especial hidrocarbonetos. Além da vantagem de serem realizadas *in situ*, as tecnologias de biorremediação são as mais sustentáveis visto que, na maioria das vezes, simulam os processos naturais pedológicos, com um adicional de grandes possibilidades de degradar completamente os contaminantes (Liu 2010).

O petróleo bruto e seus produtos podem conter diversos tipos de compostos orgânicos, como por exemplo, os hidrocarbonetos alifáticos e aromáticos. No que tange à contaminação de solos, os componentes mais tóxicos compreendem os compostos aromáticos benzeno, tolueno, etilbenzeno e xileno (BTEX), que conseguem facilmente atingir as águas subterrâneas, representando assim grande risco de contaminação para organismos que as utilizam. Uma vez em contato com o solo, muitos dos microrganismos pedológicos podem degradar os BTEX em compostos não tóxicos ou em compostos inorgânicos. Esses microrganismos que degradam os hidrocarbonetos são, principalmente, bactérias (0,13-50 % do total de microrganismos do solo heterotróficos) e fungos (6-82 %), além de leveduras e microalgas (). No entanto, as bactérias são as mais utilizadas em biorremediação, pois elas são distinguidas facilmente por alta frequência, por sua rápida proliferação e também por ter grande abrangência quanto aos contaminantes utilizados por elas.

No primeiro exemplo prático, vamos analisar como uma colônia de bactérias viável para tratar uma área de estudo com a elevada concentração dos BTEX pode ser escolhida. Um fato que precisa ser levado em conta nesta etapa é a existência ou não de compostos de composição química semelhante à dos contaminantes, já que os microrganismos utilizados para a biorremediação podem utilizar esses semelhantes para sobreviverem, não degradando, portanto, os contaminantes. Assim, os meios de cultura para estudar esses microrganismos não devem conter, por exemplo, compostos químicos simples, como o etanol e acetato, que poderiam atuar como uma fonte potencial de carbono para as bactérias e, assim, inibir significativamente o processo de biodegradação. Isso é uma prática comum, pois, no caso dos BTEXs, os microrganismos do solo são induzidos a utilizar esses contaminantes como fonte de carbono na segunda fase de biorremediação, onde ocorre a adaptação dos mesmos a um ambiente desfavorável. Dessa forma, a eficácia da biodegradação dos contaminantes depende de muitos fatores, dos quais o mais importante é o ambiente em que os microrganismos são isolados.

Na Figura 4, podem-se ver imagens de Microscopia de Fluorescência e de MEV para observar as contagens bacterianas para tratar um solo contaminado com BTEX e, dessa forma, caracterizar as colônias mais viáveis. Deve-se salientar que apenas alguns microrganismos do solo podem decompor simultaneamente diversos hidrocarbonetos e que, portanto, para ocorrer uma biorremediação efetiva do solo que foi contaminado com derivados de petróleo é necessária a aplicação de comunidades mistas de microrganismos (Wolicka 2009).

Em condições de laboratório, as culturas observadas na Figura 3 conseguiram atingir uma redução de 84% de benzeno, 86% de tolueno e 82% de xileno foram atingidos. Nas culturas com etilbenzeno como única fonte de carbono, a redução foi de cerca de 80%. Assim, pode-se concluir que a otimização de biodegradação de BTEX em condições de laboratório somada com estudos microscópicos oferece uma oportunidade para obter uma alta efetividade do tratamento de solos contaminados (Wolicka 2009).

Na maioria dos eventos de contaminação do solo por hidrocarbonetos, é bastante comum encontrar cenários onde existam baixos índices de populações microbianas, visto que os microrganismos não conseguem, em sua maioria, se adaptarem ao habitat quimicamente modificado. Este fato pode ser um problema, pois baixos índices de população microbiana pode significar a limitação da taxa de biodegradação do contaminante. Em casos como este, existe a possibilidade de utilizar biocarreadores porosos que conseguem imobilizar bactérias para a degradação de um material em específico, recuperando assim a população pedológica.

Neste contexto, na Figura 5 é possível notar um exemplo dos biocarreadores de carvão ativado e zeólito, ambos colonizados por micróbios e observados por MEV. Analisando as imagens, é possível perceber que o carvão ativado foi mais eficiente para imobilizar e carrear as bactérias, visto que o biofilme nele formado foi de cerca de 20 mm de espessura, em contraste com 5 mm de espessura sobre o zeólito (Liang 2009). Nestes casos de biocarreadores voltados para a biorremediação, são requeridos biofilmes de 10 a 20 mm de espessura, pois sabe-se que nesta magnitude a difusão dos substratos e do oxigênio para as atividades metabólicas no solo se dá mais facilmente (Liang 2009).

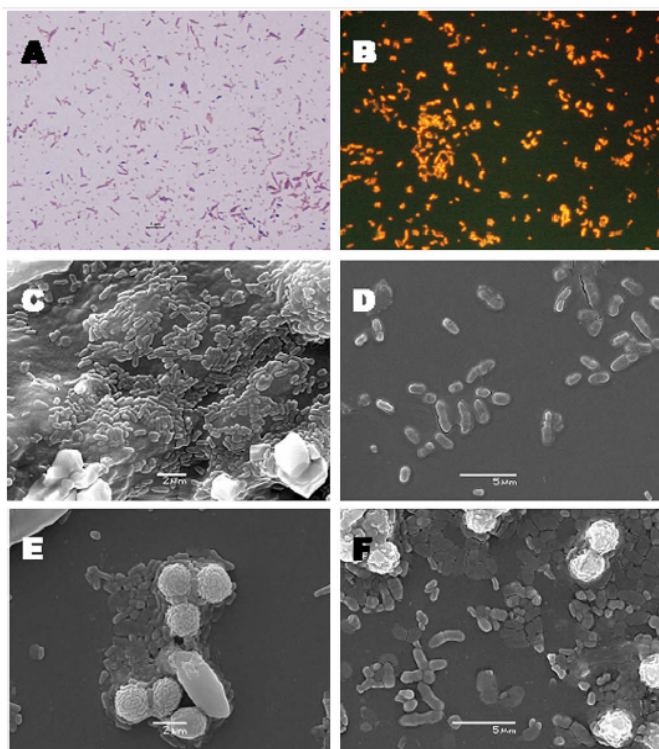


Figura 4. Comunidades de bactérias aeróbicas isoladas biodegradando (A-C) xileno, (D) tolueno, (E) benzeno e (F) etilbenzeno como única fonte de carbono. Reproduzido com permissão.

FONTE: Wolicka et al. (2009)

Adicionalmente, os carreadores de microrganismos devem possuir seis características principais: i. possuir uma estrutura porosa; ii. possuir uma área de superfície específica grande para que a adesão e a colonização de bactérias sejam eficientes; iii. ser um material inerte, não tóxico; iv. ser economicamente atrativo; v. adsorver nitrogênio e fósforo para o metabolismo dos microrganismos colonizados e; vi. acelerar a transferência de massa, água, oxigênio e nutrientes pelo solo (Liang 2009).

Uma das questões mais importantes no tratamento de solos via biocarreadores é a sobrevivência de bactérias introduzidas nos ambientes contaminados. É preciso conhecer as bactérias que o habitam previamente à inserção dos carreadores, pois dessa forma, tanto as espécies introduzidas quanto às nativas tendem a se adaptar mais rapidamente e, assim, sobreviver para promover a degradação do contaminante alvo.

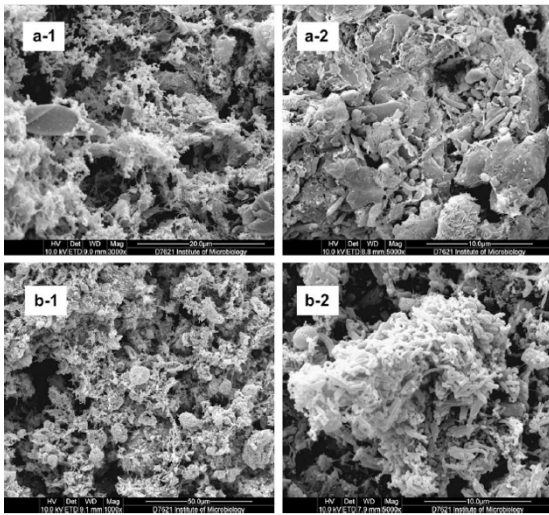


Figura 5. Eletromicrografias da (a-1) superfície exterior (3000x) e (a-2) ampliação local (5000x) do biocarreador zeolito e a (b-1) superfície exterior (1000x) e (b-2) ampliação local (5000x) do biocarreador de carvão ativado. Reproduzido com permissão.

FONTE: Liang et al. (2009)

Como é sabido, metais e radionuclídeos não podem ser degradados no meio ambiente (Tabak 2005). Contudo, os microrganismos pedológicos podem interagir com esses contaminantes e transformá-los, alterando sua forma química por meio da modificação dos seus estados de oxidação (apenas adicionando ou removendo seus elétrons), que nada mais é do que a especiação; isto é, a dinâmica destes metais nos compartimentos e nas transformações biológicas pedológicas que implica diretamente em sua biotransformação. Dessa forma, a biorremediação de contaminantes como estes depende de uma interação complexa de vários processos químicos, físicos e biológicos. E este é caso que será mostrado no terceiro exemplo prático: a biorremediação de solos e sedimentos contaminados com metais e radionuclídeos.

Como foi citado, a biorremediação nestes cenários pode ser alcançada por meio da biotransformação. As alterações na especiação podem modificar a solubilidade dos metais e radionuclídeos, e, portanto, as suas propriedades de transporte e de toxicidade. E os responsáveis por essas alterações na especiação em solos contaminados são os microrganismos dissimulatórios redutores de metais, como é o caso das bactérias da espécie *Geobacter*, que conseguem por meio de reações enzimáticas, reduzir o U(VI), que é a forma solúvel, em U(IV), que é a forma insolúvel, facilitando assim sua remoção do ambiente contaminado, além de dificultar sua migração no solo (Tabak 2005).

Os processos de alteração na especiação são alcançados quando um composto orgânico simples, tais como acetato ou lactato, é adicionado ao ambiente contaminado. Por este procedimento, os microrganismos aeróbios consomem rapidamente o oxigênio e o nitrato disponíveis no solo. Assim, microrganismos dissimulatórios redutores de metais começam a metabolizar o composto orgânico simples reduzindo-o para gás carbônico enquanto reduz simultaneamente os metais que existem no seu entorno (Tabak 2005). Logo, os compostos orgânicos simples conseguem fornecer os elétrons aos microrganismos dissimulatórios para a promoção de uma biorremediação efetiva.

Os mecanismos utilizados para a alteração da especiação de contaminantes como metais e radionuclídeos parecem variar de espécie para espécie de microrganismos dissimulatórios redutores. E é neste sentido, que estudos microscópicos podem ser altamente viáveis para analisar o comportamento de uma espécie quando esta é confrontada com um contaminante específico. Na Figura 6 são mostradas bactérias crescendo com óxidos insolúveis de Mn(IV) como receptor de elétrons (Tabak 2005). Por intermédio de imagens sequenciais de MEV, pode-se claramente observar como é o desenvolvimento, crescimento e atuação de uma população de microrganismos perante a evolução da biodegradação do contaminante.



Figura 6. *Geobacter sulfurreducens* crescendo com óxidos insolúveis de Mn(IV) como receptor de elétrons. Reproduzido com permissão.

FONTE: Tabak et al. (2005)

Técnicas de tratamento de solos contaminados como a descrita anteriormente se tornam importantes em uma época em que os metais potencialmente tóxicos se fazem cada vez mais presentes em efluentes industriais e, conseqüentemente, em nosso meio ambiente. Contudo, os mecanismos de ligação metal-microrganismo ainda não são bem compreendidos devido à natureza complexa da biomassa microbiana. Assim, testar a viabilidade microbiana e as reações enzimáticas que acontecem no processo de biotransformação de contaminantes é essencial para o sucesso do tratamento. Isto porque, na maioria das vezes, os microrganismos acabam se adaptando aos ambientes contaminados e com essa evolução, acabam por não degradar mais o xenobiótico presente em seu meio. Quando isso é constatado com a ajuda de microscópios, é bastante recomendada a utilização de microrganismos geneticamente modificados (Srivastava 2006).

O próximo exemplo prático tratará do estudo da redução microbiana do Cr(VI), bem como a identificação dos produtos intermediários desta redução. Atualmente, o método mais comum para a investigação da redução do Cr(VI) em culturas bacterianas é via Ensaio Colorimétrico da Difenilcarbazida, onde a concentração do Cr(VI) é determinada por produtos de oxidação do reagente difenilcarbazida (Srivastava 2006). No entanto, esta técnica não consegue fornecer as informações necessárias para a compreensão dos processos de redução microbiana na escala submícron para uma maior efetividade da biorremediação ser alcançada. E é nesse ponto em que as análises de Microscopia Eletrônica de Transmissão e de Microscopia Eletrônica de Varredura têm sido utilizadas. Estas técnicas possuem resolução suficiente para estudar a relação espacial entre as células e os produtos de redução do contaminante. Adicionalmente, a Espectroscopia de Raios-X por Dispersão em Energia pode ser amplamente utilizada para identificar os elementos químicos presentes nos produtos de redução associados com microrganismos. A Figura 7 mostra a combinação dessas análises e como elas podem ajudar a descrever um cenário possível para escolher uma técnica viável de tratamento de solos contaminados. Neste caso em específico, as análises na Figura 6 foram feitas para avaliar as alterações morfológicas na cepa de fungos estudada em resposta à acumulação de cromo, bem como quantificar o cromo incorporado pelas cepas.

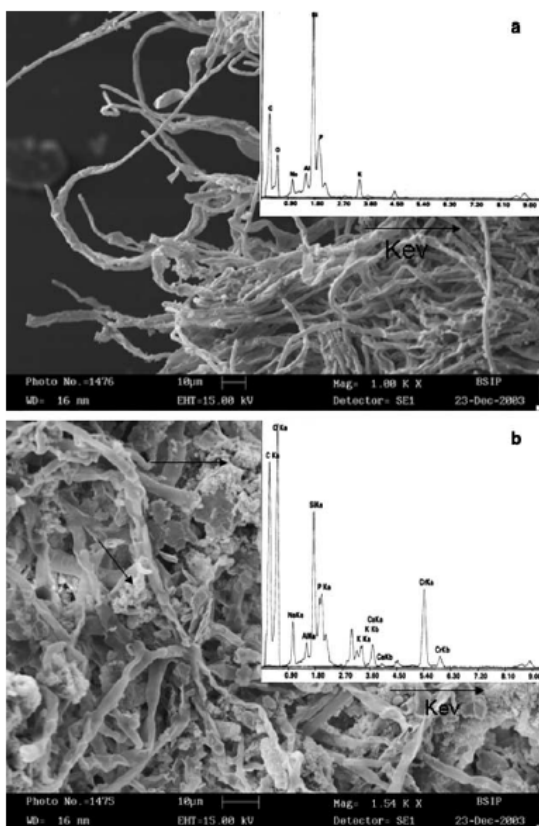


Figura 7. (a) Microscopia Eletrônica de Varredura e Espectroscopia de Raios-X por Dispersão em Energia do micélio do fungo *Aspergillus niger* e (b) bioacumulação do cromo no micélio.

FONTE: Srivastava e Thakur (2006)

Como pode ser verificada, a observação direta de microrganismos por técnicas de microscopia é uma ferramenta importante para o estudo e adaptação de técnicas de biorremediação para solos contaminados. Da mesma forma que eles podem ser estudados *ex situ*, no sexto exemplo prático, vamos ver que também é possível estudar os microrganismos e sua relação com os microhabitats *in situ*. Para compreender este exemplo prático, é preciso lembrar que o agregado de solo é considerado como sendo o habitat básico dos microrganismos pedológicos e que, por isso, a distribuição deles está intimamente relacionada com a estrutura e composição dos agregados (Li 2004).

Para o estudo do solo, no contexto da biorremediação, análises na escala micro são as mais adequadas. Para tanto, a Microscopia de Fluorescência é mais utilizada, visto que ela permite o estudo, em alta definição, de biofilmes microbianos, de processos de compostagem e incrustação. Nesta técnica é bem comum o uso de diferentes corantes fluorescentes que conseguem diferenciar as células metabolicamente ativas de células inativas em populações microbianas pedológicas.

No caso mostrado na Figura 3, a Microscopia de Fluorescência é utilizada para a obtenção de um mapeamento da posição espacial dos microrganismos no solo por meio de imagens 3-D. Adicionalmente, a Figura 8 mostra que se podem obter informações sobre a estrutura e densidade das comunidades microbianas em seus microhabitats e, conseqüentemente, avaliar seu comportamento perante a um ambiente contaminado. Da mesma forma, pode induzir à escolha de espécies mais efetivas por meio do estudo do aumento ou diminuição da população microbiana em determinadas seções do solo.

A maioria das bactérias (> 90%) em ambientes pedológicos está ligada às fases de partículas dos solos (Tabak 2005). O conhecimento da localização e composição microbiológicas associadas a estes é necessário para compreender melhor os fatores que controlam as características bioquímicas e de especiação dos contaminantes, como por exemplo, a disponibilidade de elétrons livres, pH, a cinética enzimática e as limitações difusionais do meio contaminado. Conhecendo dados como estes, será possível determinar o papel dos microrganismos e, portanto, da melhor metodologia de tratamento, a fim de influenciar ou controlar o destino e transporte dos contaminantes.

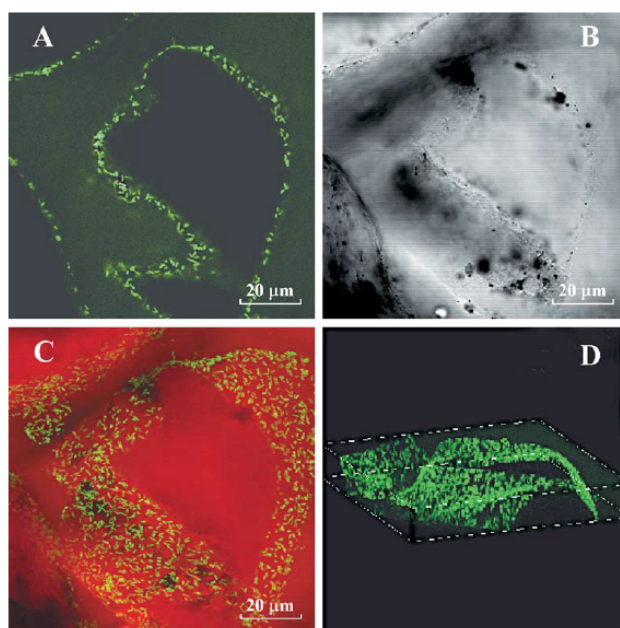


Figura 8. Imagens de isotiocianato de fluoresceína de *Escherichia coli* marcadas em um solo arenoso inoculado. (A e B) Imagens confocais 2-D de uma única seção ao longo do eixo z sob a luz incidente e luz transmitida, respectivamente; (C) imagem de projeção C e; (D) imagem 3-D reconstruída a partir de 25 cortes confocais em série com incrementos de 400nm. Comprimento de onda de excitação foi de 488 nm. Verde foi atribuído às bactérias e vermelho em foi atribuído para a areia. Reproduzido com permissão.

FONTE: Li, Dick e Tuovinen (2004)

5. CONCLUSÕES

Como exposto neste capítulo, várias são as formas de tratamento já utilizadas no que diz respeito ao tratamento de solos contaminados. Além de técnicas já desenvolvidas, o fomento a pesquisa está abrindo possibilidades mais efetivas, como o intermédio e utilização de matéria orgânica incorporada a um sistema contaminado. É importante ressaltar que não só o desenvolvimento de novas técnicas como também o aprimoramento das já existentes é de fundamental importância para obtenção de resultados satisfatórios e eficiência do tratamento. Por envolver uma área multidisciplinar e bastante complexa, caracterizada por inúmeras interações é importante realizar um estudo detalhado que envolva condições, descrição da área, dados geológicos, hidrológicos bem como o conhecimento do(s) contaminante(s) em questão além das possíveis vias de transporte e fatores de risco envolvidos. A escolha da técnica de tratamento em biológico, físico, químico e/ou térmico, bem como, a forma de tratamento *in situ/ex situ*, on-site/off-site deve ser feita respeitando a demanda dos custos envolvidos no processo, além das características da área e contaminante em questão já citadas.

O monitoramento anteriormente feito a partir de parâmetros físico-químicos, biológicos, com o avanço da resolução e facilidade de uso dos microscópios disponíveis atualmente torna cada vez mais simples entender, prever e testar novas metodologias em escalas cada vez maiores. Isso permite a capacidade de validação de metodologias simples e ferramentas de tratamento além de ser economicamente viáveis, que também possam ser ambientalmente atrativas.

LITERATURA RECOMENDADA

- BOTERO, W. G.; OLIVEIRA, L. C.; CUNHA, B. B.; OLIVEIRA, L. K.; GOVEIA, D.; ROCHA, J. C.; FRACETO, L. F.; ROSA, A. H. Characterization of the Interactions between Endocrine Disruptors and Aquatic Humic Substances from Tropical Rivers. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 22, n. 6, p. 1103-1110, 2011. ISSN 0103-5053.
- BRASIL. **Exposição humana a resíduos organoclorados na Cidade dos Meninos, Município de Duque de Caxias, Rio de Janeiro: relatório de trabalho da Comissão Técnica Assessora ao Ministério da Saúde, instituída pela Portaria/GM nº 896, de 9 de maio de 2002**. Brasília: Ministério da Saúde, Secretaria de Ciência, Tecnologia e Insumos Estratégicos. Departamento de Ciência e Tecnologia 2003.
- CETESB. Relação de Áreas Contaminadas. CETESB. 2013. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/areas-contaminadas/2012/mapa-atividades.jpg>> 2013. Acesso em: 13 dez. 2014.
- CHAERUN, S. K.; TAZAKI, K.; ASADA, R.; KOGURE, K. Bioremediation of coastal areas 5 years after the Nakhodka oil spill in the Sea of Japan: isolation and characterization of hydrocarbon-degrading bacteria. **Environment International**, v. 30, n. 7, p. 911-922, Sep 2004. ISSN 0160-4120.
- CUNHA, B. B.; BOTERO, W. G.; OLIVEIRA, L. C.; CARLOS, V. M.; POMPEO, M. L. M.; FRACETO, L. F.; ROSA, A. H. Kinetics and Adsorption Isotherms of Bisphenol A, Estrone, 17 beta-Estradiol, and 17 alpha-Ethinylestradiol in Tropical Sediment Samples. **Water Air and Soil Pollution**, v. 223, n. 1, p. 329-336, Jan 2012. ISSN 0049-6979.
- DA SILVA, W. T. L.; MARTELLI, L.; ALMEIDA, T. L.; MILORI, D. M. B. P. Contaminação do solo: aspectos gerais e contextualização na química ambiental. In: ANDRE H. ROSA, L. F. F., VIVIANE MOSCHINI-CARLOS (Ed.). **Meio ambiente e sustentabilidade**. 1. Porto Alegre: Bookman, 2012. cap. 3, p.67-83.
- FRTR, Aeration. Federal Remediation Technologies Roundtable. 1999a. Disponível em: <http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_37.html>. Acesso em: 12 fev. 2014.
- FRTR, Composting. Federal Remediation Technologies Roundtable. 1999b. Disponível em: <<http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4-12.html>>. Acesso em: 20 set. 2014.
- FRTR, In and ex situ solidification/stabilization. Federal Remediation Technologies Roundtable. 1999c. Disponível em: <http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_24.html>. Acesso em: 12 jan. 2014.
- FRTR, In situ solidification/stabilization. Federal Remediation Technologies Roundtable. 1999d. Disponível em: <http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_10.html>. Acesso em: 23 jan. 2014.
- FRTR, Landfarming. Federal Remediation Technologies Roundtable. 1999e. Disponível em: <http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_13a.html>. Acesso em: 20 set. 2014.
- FRTR, Soil flushing. Federal Remediation Technologies Roundtable. 1999f. Disponível em: <http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_8.html>. Acesso em: 20 dez. 2014.
- FRTR, Soil Vapor Extraction. Federal Remediation Technologies Roundtable. 1999g. Disponível em: <<http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4-7.html>>. Acesso em: 20 dez. 2014.
- FRTR, Thermal desorption. Federal Remediation Technologies Roundtable. 1999g. Disponível em: <http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_29.html>. Acesso em: 13 fev. 2014.
- KHAN, F. I.; HUSAIN, T.; HEJAZI, R. An overview and analysis of site remediation technologies. **Journal of Environmental Management**, v. 71, n. 2, p. 95-122, Jun 2004. ISSN 0301-4797.
- KHAN, M.; SCULLION, J. Effect of soil on microbial responses to metal contamination. **Environmental Pollution**, v. 110, n. 1, p. 115-125, 2000. ISSN 0269-7491.
- LI, Y.; DICK, W. A.; TUOVINEN, O. H. Fluorescence microscopy for visualization of soil microorganisms - a review. **Biology and Fertility of Soils**, v. 39, n. 5, p. 301-311, Apr 2004. ISSN 0178-2762.
- LIANG, Y. T.; ZHANG, X.; DAI, D.; LI, G. Porous biocarrier-enhanced biodegradation of crude oil contaminated soil. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 63, n. 1, p. 80-87, Jan 2009. ISSN 0964-8305.
- LIU, W. X.; LUO, Y.; TENG Y.; LI, Z.; MA, L. Q. Bioremediation of oily sludge-contaminated soil by stimulating indigenous microbes. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 32, n. 1, p. 23-29, Feb 2010. ISSN 0269-4042.
- NATHANAIL, C. P.; BARDOS, R. P. **Reclamation of contaminated land**. England: John Wiley & Sons Ltd, 2004. 256.
- ORTEGA-CALVO, J. J.; LAHLOU, M.; SAIZ-JIMENEZ, C. Effect of organic matter and clays on the biodegradation of phenanthrene in soils. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 40, n. 2-4, p. 101-106, Sep-Dec 1997. ISSN 0964-8305.
- PEREIRA, C. A.; MARQUES, M. R. C.; PÉREZ, D. V. Avaliação da potencialidade de processos pseudo-fenton para remediação de solos contaminados por diesel. **Química Nova**, v. 32, n. 8, p. 2200-2202, 2009.
- PERMINOVA, I. V.; HAATFIELD, K. **Remediation Chemistry Of Humic Substances: Theory And Implications For Technology**. Zvenigorod, Russia: NATO Scier Series, 2002.
- PIRES, F. R.; SOUZA, C. M.; SILVA, A. A.; PROCÓPIO, S. O.; FERREIRA, L. R. Fitorremediação de solos contaminados com herbicidas. **Planta Daninha**, v. 21, n. 2, p. 335-341, 2003.
- PROCÓPIO, S. O.; PIRES, F. R.; SANTOS, J. B.; SILVA, A. A. **Fitorremediação de Solos com Resíduos de Herbicidas**: Embrapa Tabuleiros Costeiros: 32 p. 2009.
- REDDY, K. R.; ADMAS, J. F.; RICHARDSON, C. Potential technologies for remediation of Brownfield. **Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management**, v. 3, n. 2, p. 61-68, 1999.

- ROJAS, J. W. J.; CONSOLI, N. C.; HEINECK, K. S. Tratamento de solo contaminado: análise do encapsulamento de metais pesados. **Estudos Tecnológicos**, v. 5, n. 1, p. 79-88, 2009.
- SINGH, S.; SINHA, S. Scanning electron microscopic studies and growth response of the plants of *Helianthus annuus* L. grown on tannery sludge amended soil. **Environment International**, v. 30, n. 3, p. 389-395, May 2004. ISSN 0160-4120.
- SOUZA, E. F.; PERES, M. R.; MORAES, S. B. Avaliação do desempenho de surfactantes para a solubilização de fases líquidas não aquosas em meio aquoso. **Química Nova**, v. 33, n. 3, p. 532-538, 2010.
- SRIVASTAVA, S.; THAKUR, I. S. Biosorption potency of *Aspergillus niger* for removal of chromium (VI). **Current Microbiology**, v. 53, n. 3, p. 232-237, Sep 2006. ISSN 0343-8651.
- TABAK, H. H.; LENS, P.; van HULLEBUSCH, E. D.; DEJONGHE, W. Developments in bioremediation of soils and sediments polluted with metals and radionuclides – 1. Microbial processes and mechanisms affecting bioremediation of metal contamination and influencing metal toxicity and transport. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 4, p. 115–156, 2005.
- TAN, K. H. **Humic matter in soil and the environment. Principles and controversies**. New York: Marcel Dekker, 2003. 385.
- USEPA. Biopiles. **EPA 510-B-95-007**. 1998a. Disponível em: <<http://www.epa.gov/swcrust1/cat/biopiles.htm>>. Acesso em: 12 dez. 2013.
- USEPA. Bioventing. **EPA 510-B-95-007**. 1998b. Disponível em: <<http://www.epa.gov/OUST/cat/biovent.html>>. Acesso em: 10 fev. 2014.
- USEPA. Landfarming. **EPA 510-B-95-007**. 1998c. Disponível em: <<http://www.epa.gov/swcrust/cat/landfarm.htm>>. Acesso em: 15 jan. 2014.
- WOLICKA, D.; SUSZEK, A.; BORKOWSKI, A.; BIELECKA, A. Application of aerobic microorganisms in bioremediation in situ of soil contaminated by petroleum products. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 13, p. 3221-3227, Jul 2009. ISSN 0960-8524.
- YEUNG, A. T.; GU, Y. Y. A review on techniques to enhance electrochemical remediation of contaminated soils. **Journal**

Vermicompostagem e biorremediação

Jussara Aparecida de O. Cotta

Há uma preocupação cada vez maior em relação ao potencial de contaminação por derramamentos de combustível. As indústrias de petróleo lidam diariamente com problemas decorrentes de acidentes durante a exploração, refino, transporte e armazenamento do petróleo e seus derivados (Furtado, 2005). Uma grande variedade de processos físico-químicos e biológicos tem sido utilizada na remoção de hidrocarbonetos de petróleo no ambiente. Processos como extração de vapores do solo, recuperação de produto livre, bioventilação, extração com solventes, incineração, torres de aeração, adsorção em carvão ativado, biorreatores, entre outros, têm sido implementados para controlar e remover contaminantes orgânicos de sistemas de solo subsuperficial. No entanto, longos períodos de tempo e altos custos estão normalmente associados com a grande maioria dos processos utilizados para remediação de áreas contaminadas. Por outro lado, a biorremediação vem recentemente ganhando aceitação, sendo a forma mais usada e pesquisada para a descontaminação de matrizes contendo compostos tóxicos, principalmente em locais contaminados por derramamentos de derivados de petróleo (Saint-Denis et al., 1999; Saterbak et al., 1999; Saterbak et al., 2000). É um método de tratamento de baixo custo para a descontaminação de solos contaminados por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e outros hidrocarbonetos. Embora a compostagem tenha sido realizada por décadas para degradação de resíduos em lixões municipais, entre outros, ela ainda é uma tecnologia mais utilizada *ex situ*, em estudo para descontaminação de solos com poluentes orgânicos. Estudos como de Kästner et al., 1996; Wischmann e

Steinhart, 1997; Jørgensen et al., 2000; Semple et al., 2001; Namkoong et al., 2002; Van gestel, 2003; Romantschuk et al., 2000) mostram que a compostagem pode ser utilizada com eficácia na remoção de HPAs em solos e relatam seu uso como estratégia de biorremediação de solos contaminados. Entretanto, estudos que envolvam a utilização da vermicompostagem estão em um estágio inicial, sendo a técnica demonstrada por poucas pesquisas, como a de Tharakan et al. (2004), que estudaram a biorremediação de congêneres de bifenilas policloradas e a de Hickman et al. (2005) que avaliaram a aplicação da vermicompostagem para a biorremediação de solos contaminados. Recentemente Cotta et al. (2009) no Instituto de Química da São Carlos, da Universidade de São Paulo pesquisaram a biorremediação de HPAs em solos contaminados por diesel utilizando a vermicompostagem. Investigaram o papel da matéria orgânica durante o processo para melhorar a atividade de remoção desses compostos no sistema solo, bem como o papel da minhoca. Em diferentes caixas foi adicionado solo dopado a 2% de diesel (v/v) e quantidades estabelecidas de esterco bovino. A inoculação foi realizada com minhoca *Eisenia fetida*. Foram realizadas 7 coletas durante 3 meses e determinadas as concentrações dos HPAs por cromatografia líquida de alta eficiência. Neste estudo, observa-se, pelos resultados obtidos, que os compostos foram removidos durante a vermicompostagem, enquanto a concentração dos compostos na caixa contendo o solo dopado (utilizado como controle - A) permaneceu quase sempre inalterada. A Tabela 1 mostra o percentual de remoção dos HPAs ao longo do processo de biorremediação nesse estudo.

Tabela 1. Percentual de remoção dos HPAs (%) durante o processo de biorremediação em cada tratamento

HPAs	A	B	C	D
Naftaleno	95,4	91,8	90,6	86,8
Acenaftileno	88,6	72,1	79	91,5
Acenafteno + Fluoreno	97,9	94,2	93	86,4
Fenantreno	94	89,8	71,3	47,3
Antraceno	99,1	97,8	98,8	98
Fluoranteno	97,8	98,3	97	93,8
Pireno	100	100	100	100
Benzo[a]antraceno	71,6	83,5	86,1	86,3
Criseno	83,1	82,2	84,3	83,3

HPAs	A	B	C	D
Benzo[e]pireno	61,2	27,2	66,9	60,9
Benzo[e]acefenantrileno	33,4	18,6	ND	ND
Benzo[k]fluoranteno	49,4	55,9	64,7	64,6
Benzo[a]pireno	0	0	0	0
Dibenzo[a,h]antraceno	51,9	73,6	70,2	50,6
Benzo[g,h,i]perileno	ND	ND	ND	ND
Indeno[1,2,3-cd]pireno	ND	ND	ND	ND

(A) 25% de esterco bovino e 75% solo a 2% diesel; (B) 50% de esterco bovino e 50% solo a 2% diesel; (C) 60% de esterco bovino e 40% solo a 2% diesel; e (D) 75% de esterco bovino e 25% solo a 2% diesel. ND = não detectado

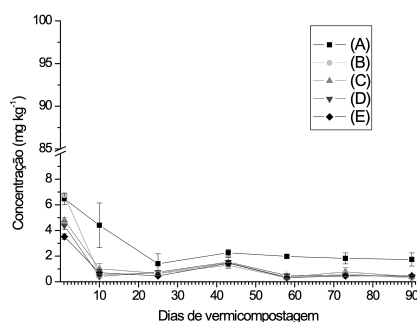
Na Figura 1 mostra-se, como exemplo nesse estudo, a cinética de degradação dos compostos naftaleno e pireno no 1º, 10º, 25º, 43º, 58º, 73º e 90º dia dos experimentos de solo dopado a 2% (V/V) de diesel com porcentagens de 0, 25, 50, 60 e 75% de esterco bovino sem pré-compostar.

Observa-se que houve uma diminuição na concentração deste HPA no tratamento A até o 25º dia. Este composto de baixa massa molar e de baixo ponto de ebulição e com maior polaridade que os demais HPAs tende a facilmente evaporar para o ambiente e a dissolver-se melhor em água. Por essa razão, é altamente suscetível ao processo de degradação, seja ela fotoquímica ou biológica. Observou-se o mesmo comportamento para o acenaftileno e acenafteno + fluoreno.

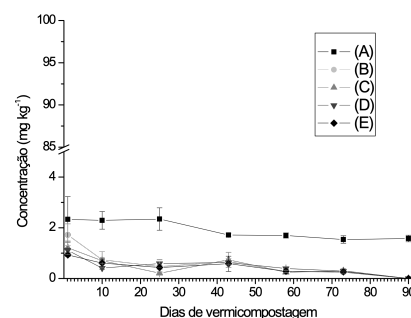
Relacionando-se o percentual de remoção de cada HPA (Tabela 1) durante a biorremediação com alguma de suas propriedades físico-químicas, verifica-se pela Figura 2(a) que o percentual de remoção durante a biorremediação diminui com o aumento da massa molar. Os HPAs que são mais polares e que apresentam menor massa molar degradaram com maior facilidade em relação

àqueles compostos com maior massa molar. Fica claro que a persistência de HPAs no ambiente solo está possivelmente relacionada com o número de anéis benzênicos na molécula do HPA e sua massa molar. Os compostos que contêm até 4 anéis benzênicos (naftaleno, acenaftileno, acenafteno+fluoreno, fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, b(a)antraceno, criseno) apresentaram maior tendência à degradação, ou seja, maior remoção desses compostos durante o processo de biorremediação.

Já os compostos que contêm mais de 4 anéis benzênicos, b(e)pireno, b(e)acefenantrileno, b(k)fluoranteno, b(a)pireno, dibenzo(a,h)antraceno, apresentaram menor degradação. Esses compostos são mais apolares e menos voláteis, portanto, são menos susceptíveis à degradação, lixiviação e volatilização, tendendo a adsorver as partículas do solo com maior facilidade e a permanecem no ambiente por um longo tempo. Por essa razão são utilizados para efeito de monitoramento ambiental em áreas contaminadas por combustíveis (Wiidfl et al., 1992 e Utsumi et al., 1998).



(a)



(b)

Figura 1. Concentrações (mg kg^{-1}) de (a) naftaleno e (b) pireno, nas amostras durante a biorremediação. Coleta realizada em triplicata. (A) 0% de esterco bovino e 100% solo a 2% diesel; (B) 25% de esterco bovino e 75% solo a 2% diesel; (C) 50% de esterco bovino e 50% solo a 2% diesel; (D) 60% de esterco bovino e 40% solo a 2% diesel; (E) 75% de esterco bovino e 25% solo a 2% diesel e (F) 100% de esterco bovino e 0% solo a 2% diesel.

Esse mesmo comportamento é observado relacionando-se o percentual de remoção versus K_{ow} . Já o gráfico da remoção do HPA versus sua solubilidade em água, percebe-se um aumento da remoção dos HPAs com o aumento da solubilidade em água. Os compostos com maior solubilidade em água são mais polares e mais voláteis, portanto degradam mais facilmente.

Observaram, no presente estudo, que as minhocas deixam o solo com aspecto homogêneo, mantendo a sua fertilidade e estrutura e melhorando a capacidade de infiltração da água e aeração. Funcionam como engenheiras do solo, alterando o substrato através

do qual elas se movimentam, melhorando o ecossistema dos solos. As minhocas fazem galerias através do solo, assim, acumulam muitos poluentes orgânicos lipofílicos do meio circundante, então elas podem ser usadas para remover os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HPAs) a partir do solo (Molson et al., 2002). Ao retirar-se o material das caixas, Figura 3, observa-se que havia espaços onde o material encontrava-se em um maior estado de decomposição, e outros com menor estado de decomposição. Além disso, verificou-se a formação de clitelo nas minhocas e produção de casulos nas caixas dos tratamentos C, D, E, F, indicando a reprodução das minhocas.

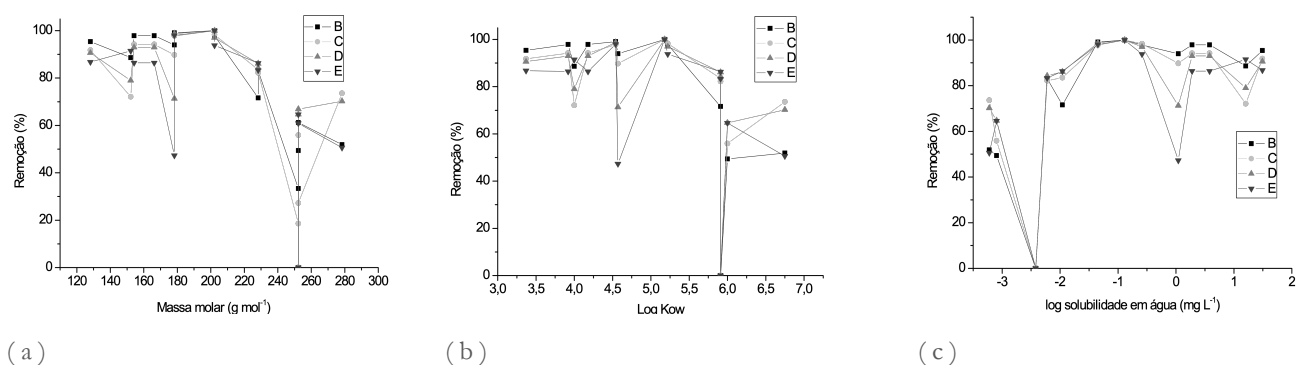


Figura 2. Percentual de remoção do HPA durante a biorremediação versus (a) massa molar do HPA, (b) K_{ow} e (c) solubilidade em água. Onde: (B) 25% de esterco bovino e 75% solo; (C) 50% de esterco bovino e 50% solo; (D) 60% de esterco bovino e 40% solo; (E) 75% de esterco bovino e 25% solo.



Figura 3. Fotos experimentais utilizando esterco bovino sem pré-compostar, após 3 meses. (foto da esquerda); e 60% de esterco bovino e 40% solo a 2% diesel (foto da direita)

Nesse mesmo trabalho foram citados outros estudos como o de Contreras-Ramos et al. (2006) que estudaram a remoção de três HPAs, fenantreno, antraceno e benzo(a)pireno em solo esterilizado ou não esterilizado com ou sem bio sólido ou vermicomposto, e com ou sem minhocas, da espécie *Eisenia fetida*, reportaram que a razão

da remoção de fenantreno foi mais rápida no solo adicionando-se minhocas, que em solos sem minhocas após 7 dias. Os tratamentos demonstraram que o desaparecimento de fenantreno, antraceno e b(a)pireno nos solos é acelerado pela presença de minhocas. O efeito da adição de minhocas foi altamente significativo em

matéria de perda de HPAs no solo, e que a atividade das minhocas aumenta a degradação de HPAs, estimulando a quantidade e a atividade da biomassa microbiana do solo e melhora a sua aclimação e adaptação microbiana. Além disso, minhocas além de ajudarem na degradação de contaminantes dos solos e pela aeração, elas fornecem nutrientes para os microorganismos do solo. No estudo de Contreras-Ramos et al. (2006) foi também relatado o efeito da flora intestinal microbiana das minhocas e de sua atividade na remoção de HPAs no solo esterilizado com minhocas. Observaram uma maior remoção desses HPAs no solo esterilizado com minhocas do que no solo não-esterilizado sem minhocas, mostrando que as minhocas têm maior capacidade de remoção que os microorganismos que vivem neste solo. Estes resultados sugerem que as minhocas e/ou os microorganismos que vivem em seu trato intestinal podem desempenhar um papel importante na

remoção de HPAs. Os autores verificaram também que a adição de biossólido e vermicomposto em menor grau acelera a remoção de HPAs do solo.

A utilização de minhocas em um sítio contaminado é uma forma ambientalmente amigável para eliminar hidrocarbonetos do solo. No entanto, pode ter uma limitação quanto à grande quantidade de minhocas necessária para eliminar os HPAs de solo e para a necessidade de fornecer-lhe substrato suficiente, mantendo simultaneamente o teor de água do solo suficientemente alto para o seu normal funcionamento. Assim, sugere-se que o solo seja caracterizado e que se acrescente matéria orgânica (esterco bovino, por exemplo) para suprir os nutrientes necessários à manutenção das minhocas.

LITERATURA RECOMENDADA

- CONTRERAS-RAMOS, S.M.; ALVAREZ-BERNAL, D.; DENDOOVEN, L. Eisenia fétida increased removal of polycyclic aromatic hydrocarbons from soil. *Environmental Pollution*, v. 141, p. 396–401, 2006.
- CONTRERAS-RAMOS, S.M.; ALVAREZ-BERNAL, D.; DENDOOVEN, L. Removal of polycyclic aromatic hydrocarbons from soil amended with biosolid or vermicompost in the presence of earthworms (*Eisenia fetida*). *Soil Biology & Biochemistry*, v. 40, p. 1954–1959, 2008.
- COTTA, J. A. O. Aplicação de vermicompostagem para a biorremediação de solos contaminados por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, Brasil, 2008.
- FURTADO, M. Remediação de solos. *Química e Derivados*, p. 26-45, 2005.
- HICKMAN, Z.A.; REID, B.J.; MUGGLETON, S.; STANLEY, P. Application of vermicomposting for the bioremediation of contaminated soils. In: INTERNATIONAL IN SITU AND ON SITU BIOREMEDIATION SYMPOSIUM, 8., 2005, Baltimore. Anais ..., Maryland: Battelle, 2005. p.12.
- JØRGENSEN, K. S.; PUUSTINEN, J.; SUORTTI, A. M. Bioremediation of petroleum hydrocarbon-contaminated soil by composting in biopiles. *Environmental Pollution*, v. 107, p. 245-254, 2000.
- KÄSTNER, M.; MAHRO, B. Microbial degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil affected by the organic matrix of compost. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 44, p. 668-675, 1996.
- MOLSON, J.W.; FRIND, E.O.; VAN STEMPVOORT, D.R.; LESAGE S. Humic acid enhanced remediation of an emplaced diesel source in groundwater: 2. Numerical model development and application. *Journal of Contaminant Hydrology*, v. 54, p. 277-305, 2002.
- NAMKOONG, W.; HWANG, E. Y.; PARK, J.S.; CHOI, J.Y. Bioremediation of diesel-contaminated soil with composting. *Environmental Pollution*, v. 119, p. 23-31, 2002.
- ROMANTSCHUK, M.; SARAND, I.; PETÄNEN, T.; PELTOLA, R.; JONSSON-VIHANNE, M.; KOIVULA, T.; YRJÄLÄ, K.; HAAHTEL, K. Means to improve the effect of in situ bioremediation of contaminated soil: an overview of novel approaches. *Environmental Pollution*, v. 107, p. 179-185, 2000.
- SAINT-DENIS, M.; NARBONNE, J. F.; ARNAUD, C.; THYBAUD, E.; RIBERA, D. Biochemical responses of the earthworm *Eisenia fetida andrei* exposed to contaminated artificial soil: effects of benzo(a)pyrene. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 31, p. 1837–1846, 1999.
- SATERBAK, A.; TOY, R. J.; WONG, D. C. L.; MCMAN, B. J.; WILLIAMS, M. P.; DORN, P. B.; BRZUZY, L. P.; CHAI, E.Y.; SALANITRO, J. P. Ecotoxicological and analytical assessment of hydrocarbon- contaminated soils and application to ecological risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 18, p. 1591–1607, 1999.
- SATERBAK, A.; TOY, R. J.; MCMAN, B. J.; WILLIAMS, M. P.; DORN, P. B. Ecotoxicological and analytical assessment of effects of bioremediation on hydrocarbon-containing soils. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 9, p. 2643–2652, 2000.
- SEMPLE, K.T.; REID, B.J.; FERMOR, T.R. Impact of composting strategies on the treatment of soils contaminated with organic pollutants. *Environmental Pollution*, v. 112, p. 269-283, 2001.
- THARAKAN, J.; ADDAGADA, A.; TOMLINSON, D.; SHAFAGATI, A. Vermicomposting for the bioremediation of PCB congeners in SUPERUND site media. In: BREBBIA, C.A.; KUNGOLOS, S.; POPOV, V.; ITOH, H. (Eds.). *Waste Management and the Environment II*. Southampton : Wit Press, 2004. pp. 117-124
- UTSUMI, A.; NAKASHIMA, A.; ANDO, K.; KIZU, R.; HAYAKAMA K. Flow injection analysis of C-fuel oil-contaminated samples based on the fluorescence detection for polycyclic aromatic hydrocarbons. *Analytical Sciences*, v. 14, p. 845-847, 1998.

VAN GESTEL, K.; MERGAERT, J.; SWINGS, J.; COOSEMANS, J.; RYCKEBOER, J. Biorremediation of diesel oil-contaminated soil by composting with biowaste. *Environmental Pollution*, v. 125, p. 361-368, 2003.

WIIDFL, S. R.; BERROW, M. L.; MCGRATH, S. P.; JONES, K. C. Polynuclear aromatic hydrocarbons in crops from long-term field experiments amended with sewage sludge. *Environmental Pollution*, v. 76, p. 25-32, 1992.

WISCHIMANN, H.; STEINHART, H. The formation of PAH oxidation products in soil and soil/compost mixtures. *Chemosphere*, v. 35, n. 8, p. 1681-1698, 1997.

Espero que os leitores tenham apreciado os conhecimentos aqui disponibilizados.

Dentro da série RECURSO SOLO: PROPRIEDADES E USOS, este volume tratou de TECNOLOGIAS AMBIENTAIS. Ou seja, para uma agricultura produtiva e sustentável, que mantenha o Agro Brasileiro em posição de destaque, que contribua com o PIB além dos 27,5%, recorde em 2021, é mandatório que se faça uma agricultura de precisão. Apenas a alta tecnologia está longe de ser suficiente, mas é necessária. Agregada à necessária e mandatória tecnologia são necessárias políticas públicas e vontade política para fazer deste país o celeiro do mundo, aumentando a produtividade agrícola, erradicando a fome e a pobreza, diminuindo as desigualdades, incrementando a economia, mantendo o meio ambiente em perfeito equilíbrio, para a manutenção do clima e qualidade de vida.

Tudo é cíclico. A matéria orgânica do solo contribui e mantém sua fertilidade, contribui, também, com a manutenção do clima da Terra. A matéria orgânica existente nos solos consiste de uma mistura de produtos animais e vegetais em vários estágios de decomposição, resultantes da degradação química, biológica e da atividade sintética dos microrganismos, sendo uma fonte de energia e de nutrientes para os organismos que participam de seu ciclo biológico, mantendo o solo em estado dinâmico, exercendo um importante papel em sua na fertilidade.

As bactérias nitrificantes fixam o gás nitrogênio (N_2), transformando-o no gás amônia (NH_3), ou em sais de amônio (NH_4^+). A amônia, em sua fórmula molecular ou na forma de íons amônio, é oxidada, então, a nitrito (NO_2^-) e este a nitrato (NO_3^-). Os nitratos solúveis são absorvidos pelas raízes dos vegetais e transformados em proteínas vegetais. As proteínas são usadas na nutrição de animais superiores, transformando-se em proteína animal. A matéria orgânica viva tem função tão importante quanto a matéria orgânica morta, na qual a formação e transformação desta depende da viva. Um exemplo que pode ser considerado é que pela ação das bactérias, que se associam com as raízes das plantas, há o abastecimento de N para as plantas, e pela ação de fungos que se associam com as raízes, há uma melhora na eficiência das culturas em absorver o fósforo presente no solo.

As plantas produzem matéria orgânica e são consumidas como alimento pelos consumidores primários. Estes são alimento para os consumidores secundários, e assim por diante na cadeia alimentar. Todos os seres vivos produzem resíduos sólidos e/ou líquidos enquanto vivem. Os organismos decompositores aproveitam a energia desses resíduos e dos seres que morrem, graças à decomposição dos últimos, devolvendo para o ambiente os minerais, a água e o gás carbônico que novas plantas irão utilizar para fabricar mais matéria orgânica, ou seja, é um processo contínuo no qual a morte nutre a vida. Tudo é cíclico.

Nós, seres humanos, fazemos parte dessa engrenagem. Nascemos, crescemos, nos reproduzimos (ou não) e morremos. E o que deixamos de legado? O legado que deixamos alimenta as próximas gerações.