

POLUIÇÃO proveniente da atividade industrial

3

A atividade industrial utiliza a matéria prima proveniente do setor primário para confecção de novos produtos. Nesse processamento são originados resíduos os quais são descartados no ambiente. Podem ser gerados resíduos sólidos, efluentes líquidos e gases. Caso esses resíduos não receba tratamento adequado podem promover poluição do meio ambiente.

A produção de resíduos sólidos, líquidos e gasosos resultante da atividade industrial quando não tomado os devidos cuidados quanto a sua disposição adequada pode causar problemas ambientais que vão além da área na qual foram gerados esses resíduos. Como exemplo de abrangência da poluição industrial, podemos citar os problemas relacionados como as mudanças climáticas globais decorrente da intensificação do efeito estufa, chuvas ácidas, eutrofização de rios, redução na camada de ozônio, formação de trihalometanos em aquíferos e contaminação do solo.

3.1. Mudanças climáticas globais e o setor de laticínios

O relatório de 2006 das Nações Unidas sobre alimentação e agricultura conclui que a criação de animais para consumo humano é um dos principais responsáveis pelo aquecimento global (FULANO, 2005). A contribuição da pecuária para o efeito estufa é mais elevado do que do setor de transportes. A pecuária é responsável por 65% das emissões de nitrogênio, um gás que contribui para o aquecimento global 296 vezes mais do que o CO₂. O metano

emitido pela digestão das vacas (que toleram mal o milho que rebem para comer age 23 vezes mais do que o CO₂ sobre o aquecimento, e 37% do metano mundial vêm dos ruminantes. Um terço das terras aráveis é destinado ao milho e a soja para a alimentação do gado. Essas extensões são insuficientes para atender á demanda o que provoca desmatamentos das florestas – e uma nova perda em capacidade de absorção do dióxido de carbono. O relatório da ONU conclui também que a pecuária esta “entre as atividades mais prejudiciais para o recursos hídricos “por causa dos despejos maciço de pesticidas excrementos dos animais dos cursos de água.

Um indiano consome em média 5 kg de carne por ano e – com idade igual – vive com melhor saúde do que um ocidental. São necessários 123 kg para satisfazer um americano – 25 vezes mais. Nossos modos de produção e de consumo de produtos animais destroem o planeta. Tudo parece indicar que eles contribuem também para nos destruir o mesmo tempo.

3.1.2 Alterações do Ambiente

Mudanças Climáticas Globais (Efeito Estufa)

Há dois fatores notórios sobre as observações da temperatura na Terra. O primeiro trata do aumento da temperatura média da superfície do planeta desde o início da era industrial. O segundo fato é o aumento da concentração de gases resultantes da combustão do carbono fóssil (carvões, derivados de petróleo, gás natural, calcários). De acordo com o IPCC (2006), observa-se o início do crescimento da concentração de gases de efeito estufa na atmosfera a partir de 1850,

Temperatura em SP pode aumentar até 3º em 20 anos.

Relatório sobre mudanças climáticas mostra que elevação de temperaturas poderá intensificar enchentes.



Vulnerabilidades na megalópole paulista: até 2020, temperatura média pode aumentar 3º, intensificando chuvas e enchentes.

Agência FAPESP - Caso siga o padrão de expansão apresentado na última década, a mancha urbana da Região Metropolitana de São Paulo terá o dobro do tamanho em 2030, com aumento dos riscos de enchentes e deslizamentos. A maior parte da expansão urbana deverá ocorrer exatamente nas áreas mais vulneráveis às consequências das mudanças climáticas e a maior parte dos impactos será sofrida pelos mais pobres.

resultante do início da industrialização que utilizou como fontes de energia os combustíveis.

No entanto, somando – se ao processo natural, as atividades antrópicas resultam em contribuições adicionais de gases de efeito estufa, acentuando a concentração dos mesmos na atmosfera e, conseqüentemente ampliando a capacidade de absorção de energia que naturalmente já possuem (BNDES, 1999). Porém, os gases que mais contribuem para o efeito estufa, quando se trata das emissões antropogênicas são o dióxido de carbono (CO₂), o metano (CH₄), o óxido nitroso (N₂O), os halocarbonos, constituídos por carbono e halogênios – bromo, cloro, flúor e iodo, o hexafluoreto de enxofre (SF₆) e o ozônio (O₃). Cada um destes gases possuem seu próprio potencial de aquecimento global, em função da intensidade em que absorvem energia solar, bem como do tempo de permanência na atmosfera (PINHEIRO, 2005).

O dióxido de carbono é considerado o gás de efeito estufa padrão, de forma que todos os outros gases têm seus potenciais de aquecimento global expressos em equivalência, contribuindo para a intensificação do efeito estufa e, conseqüentemente, para a elevação da temperatura global.

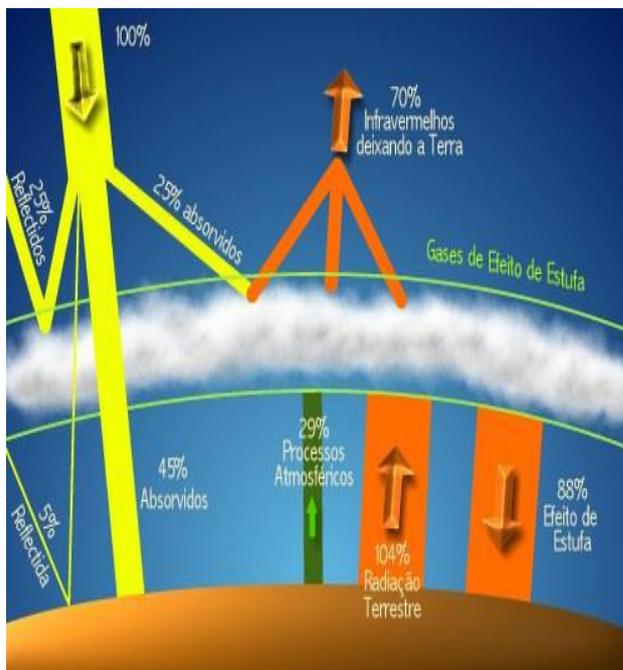
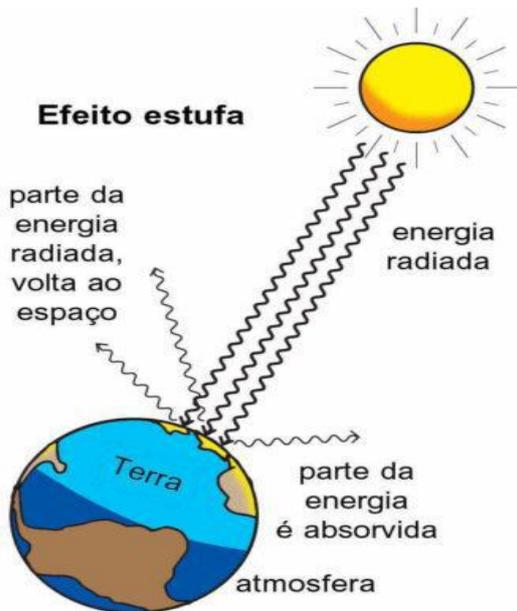
TABELA 01: Gases do efeito estufa, nomenclatura, principais fontes de emissão e seu potencial de aquecimento global.

Gases do efeito estufa	Fórmula	Principais atividades humanas responsáveis pelas emissões destes gases.	Potencial de aquecimento global, 100 anos.
Dióxido de carbono	CO ₂	Queima de combustíveis fósseis (gás natural petróleo e queima de florestas).	1
Metano	CH ₄	Extração, transporte e distribuição de combustíveis fósseis (emissões fugitivas), combustão incompleta de combustíveis fósseis, decomposição de resíduos líquidos e sólidos, produção de animais.	23

Óxido Nitroso	N ₂ O	Processos industriais, combustão de combustíveis fósseis, atividades agrícolas (principalmente pela adição de fertilizantes nitrogenados).	296
Ozônio	O ₃	Formado na baixa atmosfera a partir de outros poluentes gerados pela combustão de combustíveis fósseis.	-
Halocarbonos	Diversos	- Vazamento em equipamentos que utilizam CFC`s ou HFC`s. - Processos industriais	120 – 12. 000 -
Hexafluoreto de enxofre	SF ₆	- Usando como isolante em equipamentos elétricos. - Processos industriais	22. 200 -

Como cita Mauro de Paula:

A atmosfera é composta por gases e vários deles interferem nas radiações tanto as emitidas pelo Sol, quanto as irradiações pela terra, alguns diretamente, por meio da absorção ou reflexão, como o dióxido de carbono (CO₂), o metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O), já, outros, indiretamente, como os hidrofluorcarbonos (HFCs) que destroem o ozônio permitindo a passagem de ondas solares como os raios ultravioletas. Essa absorção ou reflexão pelos gases é chamada de efeito estufa e atuam na manutenção do clima em nosso planeta, evitando temperaturas extremas (Yu, 2004).



Fonte: <http://guiadicas.net> Fonte: http://educar.sc.usp.br/licenciatura/2003/ee/Efeito_Estufa.html

3.1.3 Clorofluorcarbonetos (CFC`s)

Os clorofluorcarbonetos (CFC`s) ou freons, principais responsáveis pela degradação da camada de ozônio, possuem um tempo médio de residência na atmosfera que varia de 75 até 380 anos e são potentes gases estufas. Uma molécula de CFC – 12, por exemplo, tem o mesmo impacto de cerca de 10 mil moléculas de CO₂. Os CFC`s são produzidos principalmente para o uso de

compressores para refrigeração doméstica e para expansão de polímeros. A produção e emissão destes gases diminuíram muito nos últimos anos em decorrência do protocolo de Montreal (1987) e suas revisões posteriores que destroem a camada de ozônio.

3.1.4 Hidroclorofluorcarbonetos (HCFC`s)

Os hlorofluorcarbonetos (HCFC`s) diferem do CFC`s somente pelo fato de um ou mais átomos de cloro e/ou flúor serem substituídos por átomos de hidrogênio. Estes gases foram propostos e aceitos dentro do Protocolo de Montreal para substituir os CFC`s, pois a presença de átomos de hidrogênio nas moléculas torna-os mais instáveis, o que minimiza em muito seu potencial de distribuição da camada de ozônio.

3.1.5 Hidrocarbonetos (HC`s)

Os hidrocarbonetos, são gases naturais derivados do petróleo totalmente inofensivos à camada de ozônio e com poder de aquecimento global próximo ao CO₂. Este gás é de livre acesso, pois as substâncias utilizadas não são patenteadas por indústrias químicas e produzidos apenas contra o pagamento de royalties.

3.1.6 Vapor de água.

O principal gás de efeito estufa é o vapor de água (H₂O), que é responsável por cerca de dois terços do efeito estufa natural.

Na atmosfera, as moléculas de água capturam o calor irradiado pela terra e, em seguida, irradiam-no novamente em todas as direções, aquecendo a superfície da terra, antes de este ser radiado de volta para o espaço. O vapor de água, que existe na terra numa quantidade finita, desde os oceanos e a terra, para a atmosfera e novamente de volta à terra, através da evaporação e transpiração, condensação e precipitação.

3.1.7 Metano

É o segundo gás de efeito estufa mais importante que contribui para o efeito estufa ampliado. Desde o início da Revolução Industrial, as concentrações de metano na atmosfera duplicaram e contribuíram em cerca de 20% para a ampliação do efeito estufa. O metano é criado predominantemente por uma bactéria que se alimenta de material orgânico quando se verifica uma falta de oxigênio. Como tal, é emitido por uma série de fontes de energia natural e humana, sendo que estas últimas constituem os pântanos, as térmitas e oceanos. As fontes de origem humana incluem a atividade mineira, a queima de combustíveis fósseis, explorações de gado (os animais ingerem plantas que fermentam nos seus estômagos, exalando), plantações de arroz (campos de cultivo alagados produzem metano, uma vez que a matéria orgânica no solo se decompõem sem ter oxigênio suficiente) e os aterros (igualmente devido à matéria orgânica no solo que se decompõem sem ter oxigênio suficiente).

3.1.8. Contexto geral dos fatores que regem o clima e suas mudanças

Os Modelos Climáticos Globais têm estimado que as emissões antropogênicas estão causando uma intensificação do efeito estufa. Avalia – se como consequência desde 1861 a temperatura média da Terra subiu ($0,6 \pm 0,2$) °C. Mesmo se as concentrações dos gases estufas parassem de aumentar, elas continuariam contribuindo para uma tendência de aquecimento do planeta, porque alguns gases têm uma vida média longa e, assim, permanecem atuando na atmosfera por um longo tempo após sua emissão.

Para distinguir mudanças climáticas antropogênicas de variações naturais, é necessário identificar o sinal antropogênico contra o ruído de fundo da variabilidade climática causada por ações antropogênicas estará embutida nas variações climáticas naturais que ocorrem em uma série de escalas de tempo e espaço.

Além disso, existe a hipótese segundo a qual a distribuição da camada de ozônio pode causar desequilíbrio no clima, resultando no efeito estufa, o que causaria o descongelamento das calotas polares e conseqüentemente inundação de muitos territórios que atualmente se encontram em condições de habitação.

O CFC não é tóxico ao homem, nem é inflamável e tem baixo custo de produção. Entretanto, apresenta uma séria desvantagem: é muito estável, leva 139 anos para que o volume liberado diminua pela metade. Por isso ele tem tempo para subir lentamente até a estratosfera e dar início ao processo de destruição do O₃.

3.1.9 REFERÊNCIA

1. BRASIL, Gutemberg Hespanha. **Inventários corporativos de gases de efeito estufa: métodos e usos**. V.3, nº 1. Revista eletrônica sistema & gestão, 2008. p. 15 .
2. SANTIN, Maria Fernanda Cavalcante de Lima. Alvim, Augusto Mussi. **Os impactos do crescimento econômico sobre o aquecimento terrestre: a contribuição dos países em desenvolvimento**. p. 7 – 9.
3. Bosch And Siemens Home Appliances Group. **Prêmio FIESP de Mérito Ambiental**. FHK, 2007. p. 12, 13 e 16.
4. PAULO, Mauro de. **Fixação de carbono e a emissão dos gases de efeito estufa na exploração da cana – de – açúcar**. Mato Grosso do Sul: UNAES, 13 de maio de 2009. Pág. 633.

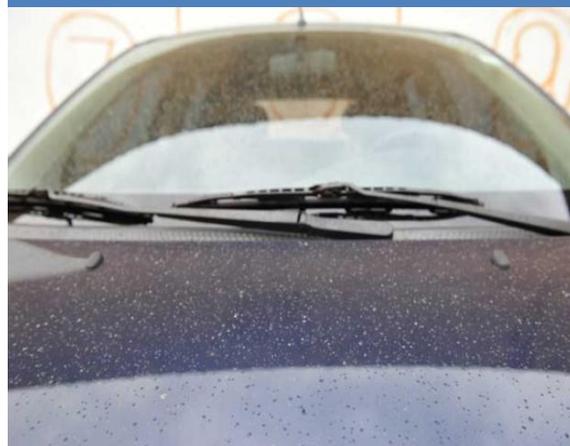
3.3. Chuva ácida

A precipitação ácida ocorre quando o [dióxido de enxofre](#) (SO_2) e [óxidos de nitrogênio](#) (NO , NO_2 , N_2O_5) provenientes de emissões naturais e da atividade industrial reage com as gotas de água suspensas no ar. Com a formação nuvens com núcleos mais densos ocorre a precipitação na forma de chuva ácida.

Os dois principais compostos que geram esse problema ambiental seguem processos diferentes. O [enxofre](#), por exemplo, é liberado para a atmosfera a partir da queima dos combustíveis fósseis, uma vez que este elemento está presente na forma de impureza no [carvão mineral](#) e no [petróleo](#). O enxofre e os óxidos de enxofre também podem ser lançados na atmosfera pelos [vulcões](#). Tais óxidos podem reagir com a água para formar [ácido sulfúrico](#) (H_2SO_4) e [ácido sulfuroso](#) (H_2SO_3). O gás de [nitrogênio](#) (N_2) ocupa 78% da composição da [atmosfera](#). Por se tratar de um gás pouco reativo, necessita de uma grande quantidade de energia, como a proveniente de descargas elétricas ou a fornecida por ocasião do funcionamento de um motor a explosão como o dos automóveis. Estes motores são os maiores responsáveis pela reação de oxidação do nitrogênio na atualidade. Os óxidos emitidos, ao reagir com água suspensa na atmosfera, formam [ácido nitroso](#) (HNO_2) e [ácido nítrico](#) (HNO_3) promovendo a chuva ácida.

Tipicamente, a chuva ácida possui um [pH](#) à volta de 4,5 enquanto que a chuva normal

Chuva alaranjada que caiu sobre Porto Alegre era ácida, confirma Inpe



Chuva de tom alaranjado caiu sobre a Capital no dia 12 de agosto. Foto: Jean Schwarz

O tom alaranjado da [chuva que atingiu Porto Alegre em 12 de agosto](#), causando estranheza nos moradores da Capital, não tinha sido alterada somente na sua cor. O Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) confirmou ontem que o fenômeno era chuva ácida.

O pesquisador do INPE Saulo Freitas afirmou que a ocorrência de chuva ácida está relacionada com a emissão de poluentes das queimadas que ocorrem nas regiões Centro-Oeste e Norte do país, além de Paraguai, Bolívia e Argentina.

tem um [pH](#) de cerca de 5,6 e a água corrente tem 6,8, sendo esta última já considerada neutra ([pH](#) 7 é neutro). A chuva ácida pode reagir com a superfície do [mármore](#) em [gesso](#), deteriorando importantes monumentos históricos.

3.2.1. Prejuízos causados pelas chuvas ácidas

As chuvas ácidas transformaram a superfície do mármore (CaCO_3) do Parthenon, em Atenas, em gesso (CaSO_4); macio e sujeito a erosão. Mas a chuva ácida não atinge apenas monumentos de valor incalculável para a humanidade. Em alguns lugares, como nos países da Escandinávia, ela está matando os peixes dos lagos e rios; em outros, como na Alemanha, vai rapidamente dizimando as florestas. No sinistro mapa da devastação, pelo menos um ponto do território brasileiro já está assinalado - Cubatão, o sufocante pólo industrial da Baixada Santista.

O Brasil, que, além de menos industrializado do que a Europa e os Estados Unidos, praticamente não precisa queimar carvão mineral ou óleo combustível para produzir energia - algo muito comum, sobretudo na Europa, onde é escassa a energia hidrelétrica - já começa a exibir números assustadores. No centro de Cubatão, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), do governo do Estado de São Paulo, detectou, em 1983, índices de pH que iam de 4,7 a 3,7. Os maiores responsáveis por essa anomalia são os derivados de enxofre, que as chaminés das petroquímicas e siderúrgicas não cessam de despejar na carregada atmosfera de Cubatão. O problema não seria tão grave se as indústrias da região passassem a queimar, em suas caldeiras, óleo com 1% de enxofre - o que se usa hoje tem 5%.

A chuva ácida nem sempre cai onde foi gerada - tangida pelo vento, pode desabar a grandes distâncias das fontes poluidoras. Inicialmente, as enormes chaminés, com as quais se pretende evitar a poluição, contribuem para que isso aconteça, pois lançam à fumaça em correntes altas de vento. A viagem dos poluentes explica, por exemplo, o fato de as paradisíacas ilhas Bermudas, a 960 km da costa atlântica dos Estados Unidos, ou as montanhas amazônicas do sul da Venezuela, enfrentarem hoje chuvas tão ácidas quanto as que tombam sobre os países industrializados.

3.2.2. Prejuízos para o Homem

Saúde – Os íons tóxicos liberados devido à chuva ácida constituem a maior ameaça aos seres humanos. O [cobre](#) mobilizado foi implicado nas epidemias de [diarréia](#) em crianças jovens e acredita-se que existem ligações entre o abastecimento de água contaminado com alumínio e a ocorrência de casos da doença de [Alzheimer](#).

Bens materiais (casas, prédios, arquitetura, automóveis etc.) – As chuvas ácidas podem corroer as estruturas de materiais usados nas

construções de casas, edifícios e monumentos, além de destruir represas e turbinas hidrelétricas através de ácidos sulfúrico, sulfuroso e nítrico, componentes altamente corrosivos.

3.2.3. Prejuízos para o Meio Ambiente

Lagos – Há uma forte relação entre baixos níveis de [pH](#) e a perda de populações de [peixes](#) em lagos. Com um pH abaixo de 4,5, praticamente nenhum peixe sobrevive, enquanto níveis iguais a 6 ou superiores promovem populações saudáveis. Ácidos na água inibem a produção das [enzimas](#) que permitem que as [larvas](#) de [truta](#) escapem das suas ovas. O baixo pH também faz circular metais pesados como o [alumínio](#) nos lagos. O alumínio faz com que alguns peixes produzam [muco](#) em excesso ao redor de suas [quelras](#), prejudicando a respiração. O crescimento de [fitoplâncton](#) é inibido pelos grandes níveis de acidez e animais que se alimentam deles são prejudicados.

Muitos lagos são afetados ao receberem e concentrarem o ácido proveniente de solos ácidos. Este fenômeno pode ser desencadeado por um dado padrão de chuva que concentre o ácido. Um lago de águas ácidas, com peixes mortos recentemente, pode não ser prova de poluição extrema do ar.

Vegetação - As árvores são prejudicadas pela chuva ácida de vários modos. A superfície cerosa das suas folhas é rompida e nutrientes são perdidos, tornando as árvores mais suscetíveis a gelo, fungos e insetos. O crescimento das raízes torna-se mais lento e, em consequência, menos nutrientes são transportados. Íons tóxicos acumulam-se no solo e minerais valiosos são dispersos ou (no caso dos [fosfatos](#)) tornam-se próximos à [argila](#).

3.2.4. Como evitar a chuva ácida?

- Conservar energia;
- Estruturação das cidades para uso eficiente do transporte coletivo como trem e metrô;
- Utilizar fontes de energia menos poluentes como biocombustíveis, energia eólica e solar;
- Melhoria da eficiência dos combustíveis e instalação de sistema de purificação dos escapamentos dos veículos;
- Utilizar combustíveis com baixo teor de enxofre e chumbo.

3.3. Eutrofização

Em [ecologia](#), chama-se eutrofização ou eutroficação ao fenômeno causado pelo excesso de [nutrientes](#) ([compostos químicos](#) ricos em [fósforo](#) ou [nitrogênio](#), normalmente causada pela descarga de [efluentes agrícolas](#), [urbanos](#) ou [industriais](#)) num corpo de [água](#) mais ou menos fechado, o que leva à proliferação

excessiva de [algas](#), que, ao entrarem em decomposição, levam ao aumento do número de [microrganismos](#) e à consequente deterioração da [qualidade](#) do corpo de água ([rios](#), [lagos](#), [baías](#), [estuários](#), etc).

O termo vem do grego "eu", que significa bom, verdadeiro e "trophein", nutrir. Assim, eutrófico significa "bem nutrido".

As principais fontes de eutrofização são as atividades humanas industriais, domésticas e agrícolas – por exemplo, os [fertilizantes](#) usados nas plantações podem escoar superficialmente ou dissolver-se e infiltrarem-se nas águas subterrâneas e serem arrastados até aos corpos de água mencionados. Ao aumento rápido de algas relacionado com a acumulação de nutrientes derivados do [azoto](#) ([nitratos](#)), do [fósforo](#) ([fosfatos](#)), do [enxofre](#) ([sulfatos](#)), mas também de [potássio](#), [cálcio](#) e [magnésio](#), dá-se o nome de "florescimento" ou "bloom" – dando uma coloração azul-esverdeada, vermelha ou acastanhada à água, consoante as espécies de algas favorecidas pela situação.

Estas substâncias são os principais nutrientes do [fitoplâncton](#) (as "algas" microscópicas que vivem na água), que se pode [reproduzir](#) em grandes quantidades, tornando a água esverdeada ou acastanhada. Quando estas algas - e o [zooplâncton](#) que delas se [alimenta](#) - começam a morrer, a sua [decomposição](#) pode tornar aquela massa de água pobre em [oxigênio](#), provocando a morte de [peixes](#) e outros [animais](#) e a formação de gases [tóxicos](#) ou de cheiro desagradável. Além disso, algumas espécies de algas produzem toxinas que contaminam as fontes de [água potável](#). Muitos efeitos ecológicos podem surgir da eutroficação, mas os três principais impactos ecológicos são: perda de biodiversidade, alterações na composição das espécies (invasão de outras espécies) e efeitos tóxicos.

Quando esta situação ocorre, a eliminação das causas da poluição pode levar o [ecossistema](#) de novo a uma situação saudável mas, se for um sistema fechado onde antes havia [espécies](#) que desapareceram por causa deste problema, será necessária a reintrodução dessas espécies para tornar o sistema semelhante ao que era antes. Certos sistemas [aquícolas](#) promovem a eutrofização dos seus tanques para mais facilmente cultivarem espécies que se alimentam do fitoplâncton. Esta prática deve ser extremamente bem controlada – e os [resíduos](#) ou efluentes da instalação tratados de modo a evitar a poluição do [ambiente](#) em redor.

Ambientes eutróficos podem estar também relacionados a processos naturais sem intervenção antrópica, como ambientes pantanosos, por exemplo.

As algas são, portanto, uma designação abrangente de plantas simples, a maior parte microscópica, que incluem tanto as plantas de movimentação livre, o fitoplâncton e as algas bênticas aderidas. Em todos os casos, as plantas obtêm a sua fonte de energia primária da energia luminosa através do processo de fotossíntese.

A eutrofização é o crescimento excessivo das plantas aquáticas, tanto planctônicas quanto aderidas, a níveis tais que sejam considerados como

causadores de interferências com os usos desejáveis do corpo d'água (Thomann e Mueller, 1987).

3.3.1. Ocupação por matas e florestas

Um lago situado em uma bacia de drenagem ocupada por matas e florestas apresenta usualmente uma baixa produtividade, isto é, há pouca atividade biológica de produção (síntese) no mesmo. Mesmo nestas condições naturais e de ausência de interferência humana, o lago tende a reter sólidos que se sedimentam, constituindo uma camada de lodo no fundo. Com os fenômenos de decomposição do material sedimentado, há certo aumento, ainda incipiente, do nível de nutrientes na massa líquida. Em decorrência, há uma progressiva elevação na população de plantas aquáticas na massa líquida e, em consequência, de outros organismos situados em níveis superiores na cadeia alimentar (cadeia trófica).

Na bacia hidrográfica, a maior parte dos nutrientes é retida dentro de um ciclo quase fechado. As plantas, ao morrerem e caírem no solo sofre decomposição, liberando nutrientes. Numa região de matas e florestas, a capacidade de infiltração da água de chuva no solo é elevada. Em consequência, os nutrientes lixiviam pelo solo, onde são absorvidos pelas raízes das plantas, voltando a fazer parte da sua composição, e fechando, desta forma, o ciclo. O aporte de nutrientes ao corpo d'água é reduzido.

[Poluição pode transformar parte da Lagoa da Pampulha em brejo.](#)



A Lagoa da Pampulha, um dos principais e mais belos cartões postais de Belo Horizonte agoniza. A água verde que indica a presença de algas e bactérias causadas pelo excesso de poluição, o mau cheiro e a grande quantidade de lixo incomodam a população e os turistas.

A qualidade da água e os indicadores ecológicos do ecossistema não são bons", advertiu o professor e coordenador do setor de ecologia da Universidade Federal de Minas Gerais, Ricardo Mota Pinto Coelho. A fauna presente Pampulha, principalmente até a década de 1970, era extremamente rica, com uma diversidade muito grande de peixes exóticos. Atualmente, "apenas carpas e tilápias habitam a lagoa em sua maioria, que está muito poluída e com excesso de algas e bactérias", afirma o pesquisador.

Pode-se considerar que o corpo d'água apresente ainda um nível trófico bem incipiente.

3.3.1. Ocupação por agricultura

A retirada da vegetação natural da bacia para ocupação por agricultura representa, usualmente, uma etapa intermediária no processo de deterioração de um corpo d'água. Os vegetais plantados na bacia são retirados para consumo humano, muito possivelmente fora da própria bacia hidrográfica. Com isto, há uma retirada, não compensada naturalmente, de nutrientes, causando uma quebra no ciclo interno dos mesmos. Para compensar esta retirada, e para tornar a agricultura mais intensiva, são adicionados artificialmente, fertilizantes, isto é, produtos com elevados teores dos nutrientes nitrogênio e fósforo. Os agricultores, visando garantir uma produção elevada, adicionam quantidades elevadas de N e P, frequentemente superiores à própria capacidade de assimilação dos vegetais.

A substituição das matas por vegetais agricultáveis pode causar também uma redução da capacidade de infiltração no solo. Assim, os nutrientes, já adicionados em excesso, tendem a escoar superficialmente pelo terreno, até atingir, eventualmente, o lago ou represa.

O aumento do teor de nutrientes no corpo d'água causa certo aumento do número de algas e, em consequência, dos outros organismos, situados em degraus superiores da cadeia alimentar, culminando com os peixes. Esta elevação relativa da produtividade do corpo d'água pode ser até bem-vinda, dependendo dos usos previstos para o mesmo. O balanço entre os aspectos positivos e negativos dependerá, em grande parte, da capacidade de assimilação de nutrientes do corpo d'água.

3.3.2. Ocupação urbana

Caso se substitua a área agricultável da bacia hidrográfica por ocupação urbana, uma série de consequências irá ocorrer desta vez em taxa bem mais rápida.

Assoreamento. A implantação de loteamentos implica em movimentos de terra para as construções. A urbanização reduz também a capacidade de infiltração das águas no terreno. As partículas de solo tendem, em consequência, a seguir pelos fundos de vale, até atingir o lago ou represa. Aí, tendem a sedimentar, devido às baixíssimas velocidades de escoamento horizontal. A sedimentação das partículas de solo causa o assoreamento, reduzindo o volume útil do corpo d'água, e servindo de meio suporte para o crescimento de vegetais fixo de maiores dimensões (macrófitas) próximo às margens. Estes vegetais causam uma evidente deterioração no aspecto visual do corpo d'água.

Drenagem pluvial urbana. A drenagem urbana transporta uma carga muito maior de nutrientes que os demais tipos de ocupação da bacia. Este aporte de nutrientes contribui para uma elevação no teor de algas na represa.

Esgotos. O maior fator de deterioração está, no entanto, associado aos esgotos oriundos das atividades urbanas. Os esgotos contêm nitrogênio e fósforo, presentes nas fezes e urina, nos restos de alimentos, nos detergentes e outros subprodutos das atividades humanas. A contribuição de N e P através dos esgotos é bem superior à contribuição originada pela drenagem urbana.

Há, portanto, uma grande elevação do aporte de N e P ao lago ou represa, trazendo, em decorrência, uma elevação nas populações de algas e outras plantas. Dependendo da capacidade de assimilação do corpo d'água, a população de algas poderá atingir valores bastante elevados, trazendo uma série de problemas, como detalhado no item seguinte. Em um período de elevada insolação (energia luminosa para a fotossíntese), as algas poderão atingir superpopulações, constituindo uma camada superficial, similar a um caldo verde. Esta camada superficial impede a penetração da energia luminosa nas camadas inferiores do corpo d'água, causando a morte das algas situadas nestas regiões. A morte destas algas traz, em si, uma série de outros problemas. Estes eventos de superpopulação de algas são denominados floração das águas.

3.3.3. Problemas da Eutrofização

São os seguintes os principais efeitos indesejáveis da eutrofização (Arceivala, 1981; Thomann e Mueller, 1987; von Sperling, 1994):

Problemas estéticos e recreacionais. Diminuição do uso da água para recreação, balneabilidade e redução geral na atração turística devido a:

- Freqüentes florações das águas;
- Crescimento excessivo da vegetação;
- Distúrbios com mosquitos e insetos;
- Eventuais maus odores;
- Eventuais mortandades de peixes;

Condições anaeróbias no fundo do corpo d'água. O aumento da produtividade do corpo d'água causa uma elevação da concentração de bactérias heterotróficas, que se alimentam da matéria orgânica das algas e de outros microrganismos mortos, consumindo oxigênio dissolvido do meio líquido. No fundo do corpo d'água predominam condições anaeróbias, devido à sedimentação da matéria orgânica, e à reduzida penetração do oxigênio a estas profundidades, bem como à ausência de fotossíntese (ausência de luz). Com a anaerobiose, predominam condições redutoras, com compostos e elementos no estado reduzido:

- O ferro e o manganês encontram-se na forma solúvel, trazendo problemas ao abastecimento de água;
- O fosfato encontra-se também na forma solúvel, representando uma fonte interna de fósforo para as algas;
- O gás sulfídrico causa problemas de toxicidade e maus odores.

Eventuais condições anaeróbias no corpo d'água como um todo. Dependendo do grau de crescimento bacteriano, pode ocorrer, em períodos de mistura total da massa líquida (inversão térmica) ou de ausência de fotossíntese (período noturno), mortandade de peixes e reintrodução dos

compostos reduzidos em toda a massa líquida, com grande deterioração da qualidade da água.

Eventuais mortandades de peixes. A mortandade de peixes pode ocorrer em função de:

- Anaerobiose (já comentada acima);
- Toxicidade por amônia. Em condições de pH elevado (freqüentes durante os períodos de elevada fotossíntese), a amônia apresenta-se em grande parte na forma livre (NH₃), tóxica aos peixes, ao invés de na forma ionizada (NH₄⁺), não tóxica.

Maior dificuldade e elevação nos custos de tratamento da água. A presença excessiva de algas afeta substancialmente o tratamento da água captada no lago ou represa, devido à necessidade de:

- Remoção da própria alga;
- Remoção de cor;
- Remoção de sabor e odor;
- Maior consumo de produtos químicos;
- Lavagens mais freqüentes dos filtros.

Problemas com o abastecimento de águas industrial. Elevação dos custos para o abastecimento de água industrial devido a razões similares às anteriores, e também aos depósitos de algas nas águas de resfriamento.

Toxicidade das algas. Rejeição da água para abastecimento humano e animal em razão da presença de secreções tóxicas de certas algas. Modificações na qualidade e quantidade de peixes de valor comercial.

Redução na navegação e capacidade de transporte. O crescimento excessivo de macrófitas enraizadas interfere com a navegação, aeração e capacidade de transporte do corpo d'água.

Desaparecimento gradual do lago como um todo. Em decorrência da eutrofização e do assoreamento, aumenta a acumulação de matérias e de

vegetação, e o lago se torna cada vez mais raso, até vir a desaparecer. Esta tendência de desaparecimento de lagos (conversão a brejos ou áreas pantanosas) é irreversível, porém usualmente extremamente lenta. Com a interferência do homem, o processo pode se acelerar abruptamente. Caso não haja um controle na fonte e/ou dragagem do material sedimentado, o corpo d'água pode desaparecer relativamente rapidamente.

3.4. Metais pesados

São metais quimicamente altamente [reativos](#) e [bioacumuláveis](#), ou seja, os organismos não são capazes de eliminá-los. Quimicamente, os metais pesados são definidos como um grupo de elementos situados entre o [cobre](#) e o [chumbo](#) na [tabela periódica](#) tendo [pesos atômicos](#) entre 63,546 e 200,590 e [densidade](#) superior a 4,0 g/cm³. Os seres vivos necessitam de pequenas quantidades de alguns desses [metais](#), incluindo [cobalto](#), [cobre](#), [manganês](#), [molibdênio](#), [vanádio](#), [estrôncio](#), e [zinco](#), para a realização de funções vitais no organismo. Porém níveis excessivos desses elementos podem ser extremamente [tóxicos](#). Outros metais pesados como o mercúrio, chumbo e cádmio não possuem nenhuma função dentro dos organismos e sua acumulação pode provocar graves [doenças](#), sobretudo nos [mamíferos](#). Quando lançados como [resíduos industriais](#), na [água](#), no [solo](#) ou no [ar](#), esses elementos podem ser absorvidos pelos vegetais e animais das proximidades, provocando graves [intoxicações](#) ao longo da [cadeia alimentar](#).

3.4.1 metais como poluente do solo

Quase todos os metais presentes no ambiente são biogeoquimicamente ciclados desde a formação do planeta e, por isso, são de ocorrência natural. Entretanto, recentemente, tem sido observados “inputs” desses elementos de origem antrópica. Muitas dessas entradas provêm do descarte de resíduos, deposição atmosférica, uso de agroquímicos, ou mesmo reuso de resíduos urbanos e industriais. O crescente incremento de metais pesados nos diversos ecossistemas terrestres tem sido acompanhado pela preocupação com a disseminação desses elementos, em concentrações que podem comprometer a qualidade dos ecossistemas. É necessário que se distinga a priori

contaminante e poluente. Essa definição ainda é ambígua, sendo diferente dependendo da área. Quando se trata das ciências agrárias, por exemplo, é comum que poluente seja definido como um elemento ou composto que ocorre em concentrações mais elevadas do que as naturais, enquanto que contaminante é entendido como aquele elemento ou composto cuja concentração encontrada é suficiente para provocar danos aos componentes bióticos. Quando se trata de estudos na área de saneamento ambiental, é comum encontrar-se definição contrária, invertendo portanto, o sentido de tais definições. Faz-se necessário então a padronização de tais conceitos.

3.4.2 Concentração Máxima de Metais em Solos Agrícolas

As concentrações máximas permissíveis de metais em solos agrícolas em países como Alemanha, França, Inglaterra, Itália, Escócia, Áustria, Canadá, Espanha, Dinamarca, Finlândia, Noruega, Suécia, Nova Zelândia e Estados Unidos, são consideradas para recomendação de aplicação de biossólidos, conforme apresentado na **Tabela 1**. Nota-se que há uma grande divergência entre esses países, quanto ao tipo e concentração máximas permitida de metais no solo. Os Estados Unidos é o país que permite as maiores concentrações de metais em solos agrícolas, exceto quanto ao chumbo. Contrariamente, países como os da União Europeia e a Nova admitem valores superiores aos americanos, para esse elemento. Os valores de metais pesados em solos paulistas e paranaenses, geralmente estão dentro dos intervalos propostos para os solos europeus e americanos.

Tabela 1- Concentrações máximas permissível de metais em solos agrícolas para aplicação de bio sólidos.

<i>País</i>	<i>Concentração máxima permissível de metais em solos agrícolas (mg/ha)</i>										
	<i>Arsênio</i>	<i>Cádmio</i>	<i>Cromo</i>	<i>Cobre</i>	<i>Ferro</i>	<i>Mercúrio</i>	<i>Molibdênio</i>	<i>Níquel</i>	<i>Chumbo</i>	<i>Selênio</i>	<i>Zinco</i>
Comunidade Européia	-	1/3	-	50/140	-	1/1,5		30/75	50/300	-	150/300
Alemanha	-	3	100	100	-	2	-	50	100	-	300
França	-	2	150	100	-	1	-	50	100	10	300
Inglaterra	20	3	600	135	500	1	4	75	250	3	300
Itália	-	3	150	100	-	-	-	50	100	-	300
Escócia	12	1,6	80	60	-	0,4	2	40	80	2,4	150
Áustria	-	3	100	100	-	2	-	50	100	-	300
Canadá (Ontário)	14	1,6	120	100	-	0,5	4	32	60	1,6	220
Espanha	-	1	100	50	-	1	-	30	50	-	150
Dinamarca	-	0,5	30	40	-	0,5	-	15	40	-	100
Finlândia	-	0,5	200	100	-	0,2	-	60	60	-	150
Noruega	-	1	100	50	-	1	-	30	50	-	150
Suécia	-	0,5	30	40	-	0,5	-	15	40	-	100
Nova Zelândia	-	3,5	600	140	-	1	-	35	300	-	300
Estados Unidos	-	20	1500	750	-	8	-	210	150	-	1400

3.4.3. Movimentação de Metais Pesados no solo

A possibilidade de contaminação do lençol freático devido à utilização de bio sólidos, com grande concentração de metais pesados, é uma das principais preocupações do uso agrícola destes materiais. A manutenção da matéria orgânica no solo é fundamental para aumentar a retenção de metais pesados, pois esses metais formam complexos com ácidos orgânicos, principalmente os ácidos húmicos e fúlvicos, diminuindo sua mobilidade e consequentemente sua disponibilidade e toxidez para as plantas.

3.4.4. Absorção de Metais Pesados pelas Plantas

Na literatura internacional estão disponíveis trabalhos que tratam dos teores de metais pesados em trigo, aveia, alface, capim, citro, chá, girassol, espinafre, milho, pinheiro, videira, dentre outras. Nesses trabalhos observa-se que os teores dos metais variam conforme espécies, idade fisiológica e partes das plantas. Assim sendo, a absorção de metais pesados provenientes de biossólidos nas culturas do trigo, soja, alfafa, cevada e feijão comporta-se diferentemente, sendo bioacumulado em partes distintas de cada cultura.

3.4.5 Classificação dos metais

- Elementos essenciais às plantas: N, P, K, S, Ca, Mg, Fe, Zn, Mn, Mo, B, Cu, Co;
- Micro-contaminantes ambientais: arsênico, chumbo, cádmio, mercúrio, alumínio, titânio, estanho e tungstênio;
- Elementos essenciais e simultaneamente micro-contaminantes: zinco, ferro, cobalto e manganês.

3.4.6 Principais metais pesados contaminantes

Minério	Principal constituinte	Metal
Hematita	Óxido de ferro III	Ferro
Bauxita	Óxido de alumínio	Alumínio
Cuprita	Óxido de cobre	Cobre
Cinábrio	Sulfeto de mercúrio	Mercúrio
Blenda	Sulfeto de zinco	Zinco
Galena	Sulfeto de chumbo	Chumbo
Ilmenita	Óxido de ferro e titânio	Titânio
Pirolusita	Óxido de manganês	Manganês
pentlandita	Sulfeto de níquel e ferro	Níquel

- [Arsênico](#) :Causa problemas nos sistemas respiratório, cardiovascular e nervoso.

- [Chumbo](#): Atinge o sistema nervoso, a medula óssea e os rins.
- [Cádmio](#): Causa problemas gastrointestinais e respiratórios.
- [Mercúrio](#): Se concentra em diversas partes do corpo como pele, cabelo, glândulas sudoríparas e salivares, tireóide, sistema digestivo, pulmões, pâncreas, fígado, rins, aparelho reprodutivo e cérebro, provocando inúmeros problemas de saúde.
- [Crômio](#): Provoca irritação na pele e, em doses elevadas, câncer.
- [Manganês](#): Causa problemas respiratórios e efeitos neurotóxicos.

3.4.7. Ocorrência dos metais pesados

Metal	Fontes Principais
Chumbo	- indústria de baterias automotivas, chapas de metal semi-acabado, canos de metal, cable sheating, aditivos em gasolina, munição. - indústria de reciclagem de sucata de baterias automotivas para reutilização de chumbo.
Cádmio	- fundição e refinação de metais como zinco, chumbo e cobre - derivados de cádmio são utilizados em pigmentos e pinturas, baterias, processos de galvanoplastia, solda, acumuladores, estabilizadores de PVC, reatores nucleares.
Mercúrio	- mineração e o uso de derivados na indústria e na agricultura - células de eletrólise do sal para produção de cloro.
Cromo	- curtimento de couros, galvanoplastias.
Zinco	-metalurgia (fundição e refinação), indústrias recicladoras de chumbo.

3.4.8. Efeitos dos metais pesados

Metal	Chumbo (Pb)	Mercúrio (Hg)	Cádmio (Cd)
Efeito na saúde	<p>Provoca alterações no sangue e na urina, ocasionando doenças graves e em alguns casos, invalidez total e irreversível. Ocasionalmente problemas respiratórios.</p> <p>Provoca alterações renais e neurológicas. As principais alterações são no desenvolvimento cerebral das crianças, podendo provocar o idiotismo.</p> <p>Apesar de menos agressivo na água do que no ar, depositado nos ossos, musculaturas, nervos e rins, provoca estado de agitação, epilepsia, tremores, perda da capacidade intelectual e anemia.</p>	<p>Afeta o sistema nervoso central, provocando lesões no córtex e na capa granular do cérebro.</p> <p>Alterações em órgãos do sistema cardiovascular.</p> <p>Acumula-se no sistema nervoso, principalmente no cérebro, medula e rins.</p> <p>Provoca perda de coordenação dos movimentos, dificuldade no falar, comer e ouvir, além de atrofia e lesões renais, urogenital e endócrino.</p>	<p>Provoca alterações no sistema nervoso central e no sistema respiratório.</p> <p>Compromete ossos e rins. Ocasionalmente edema pulmonar, câncer pulmonar e irritação no trato respiratório.</p> <p>Analogamente ao mercúrio afeta o sistema nervoso e os rins.</p> <p>Provoca perda de olfato, formação de um anel amarelo no colo dos dentes, redução na produção de glóbulos vermelhos e remoção de cálcio dos ossos.</p>
Efeito no meio ambiente	<p>Polui o solo, a água e o ar e desta forma contamina os organismos vivos, devido a seu efeito bioacumulativo, em toda a cadeia alimentar (trófica).</p>	<p>É absorvido pelos organismos vivos e vai-se acumulando de forma contínua durante toda a vida. Pela contaminação da água ou do solo, entra com facilidade na cadeia alimentar, representando um perigo para o homem que se alimenta de peixes ou aves dessas áreas.</p>	<p>Contamina o solo, o ar, a água e o lençol freático.</p> <p>É bioacumulativo em toda a cadeia alimentar (trófica), provocando intoxicação nos seres humanos quando ingerirem peixes contaminados com cádmio.</p>

Os efeitos tóxicos dos metais sempre foram considerados como eventos de curto prazo, agudos e evidentes, como anúria e diarreia sanguinolenta, decorrentes da ingestão de mercúrio. Atualmente, ocorrências a médio e longo

prazo são observadas e as relações causa-efeito são pouco evidentes e quase sempre subclínicas. Geralmente esses efeitos são difíceis de serem distinguidos e perdem em especificidade, pois podem ser provocados por outras substâncias tóxicas ou por interações entre esses agentes químicos.

A manifestação dos efeitos tóxicos está associada à dose e pode distribuir-se por todo o organismo, afetando vários órgãos, alterando os processos bioquímicos, organelas e membranas celulares. Acredita-se que pessoas idosas e crianças sejam mais susceptíveis às substâncias tóxicas. As principais fontes de exposição aos metais tóxicos são os alimentos, observando-se um elevado índice de absorção gastrointestinal. A mídia escrita e falada tem noticiado a contaminação de adultos, crianças, lotes e viviendas residenciais, com metais pesados, principalmente por chumbo e mercúrio. Contudo, a maioria da população não tem informações precisas sobre os riscos e as consequências da contaminação por esses metais para a saúde humana. O caso de Bauru-SP, é um dos exemplos dessa contaminação. A Indústria de Acumuladores Ajax, uma das maiores fábricas de baterias automotivas do país localizada no km112 da Rodovia Bauru-Jaú, contaminou com chumbo expelido pelas suas chaminés 113 crianças, sendo encontrados índices superiores a 10 miligramas/decilitro.

3.4.9 Exemplos de processos utilizados para redução da contaminação

Monitorização da contaminação de um curso de água natural por metais pesados através de musgos aquáticos: A contaminação por metais pesados de aquíferos superficiais pode ser avaliada através da utilização de musgos como biomonitorios, dadas as capacidades de acumulação e perda de metais reveladas por estes organismos em resposta a variações na concentração dos mesmos elementos em cursos de água. Com este trabalho, que integrou o projeto com financiamento europeu com sigla RIVERMOD, pretende-se avaliar a contaminação de um curso de água natural da região sul do país em que é lançado um efluente industrial. Para isso, o trabalho se faz

com recurso a transplantes de *Fontinalis antypiretica*, uma espécie de musgo aquático abundante em alguns rios e ribeiros do país, mas que não está presente no rio em estudo. Os transplantes são mantidos aí durante cerca de um mês, após o que se quantifica a concentração de metais na planta. Este trabalho permite assim avaliar a contaminação ocorrida nos cursos de água durante o período de transplante.

3.4.9.1 Dupla de microorganismos pode livrar os rios de metais pesados.

Um insólito casal, formado por uma bactéria e uma levedura, pode facilitar a descontaminação de rios, lagos e ribeirões brasileiros que “adoeceram” gravemente por causa da poluição. O “casal”, que cresce junto numa relação simbiótica, é capaz de separar metais pesados (como mercúrio, chumbo) da água, livrando os rios da contaminação causada por resíduos industriais e até esgoto doméstico.

3.4.9.2 Referência:

1. TSUTIYA, Milton Tomoyuki. **Metais pesados: o principal fator limitante para o uso agrícola de bissólidos das estações de tratamento de esgotos.** São Paulo, 20^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.
2. <file:///H:/metais%20pesados%20claudivam/Metais%20-%20Tabela%20Peri%C3%B3dica%20-%20Qu%C3%ADmica%20-%20InfoEscola.htm> acessado no dia 27/03/2012.
3. CAVALCANTI, Renato Lira.; NASCIMENTO, Clístenes Williams Araújo do. **Definição de teores naturais de metais pesados e avaliação da vulnerabilidade à contaminação em solos de referência do estado.**

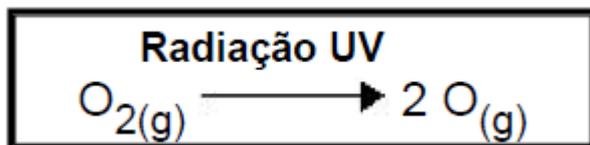
3.5. Camada de ozônio

Definição:

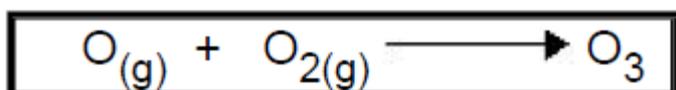
O ozônio (O_3) é um gás instável, diamagnético, com PE $-112^\circ C$. É uma forma alotrópica do oxigênio, constituído por três átomos (O_3) unidos por ligações simples e duplas, sendo um híbrido de ressonância com comprimento médio de ligação de $1,28 \text{ \AA}$, formando um ângulo de $116^\circ 49'$.

É um agente oxidante extremamente poderoso mais fraco apenas que o F_2 , reagindo muito mais rapidamente que o O_2 . Sua alta reatividade o transforma em elemento tóxico capaz de atacar proteínas (destruindo microorganismos) e prejudicar o crescimento dos vegetais. É um gás à temperatura ambiente, de coloração azul-pálida, devido à intensa absorção de luz vermelha, atingindo coloração azul-escura quando transita para o estado líquido, situação em que adquire propriedades explosivas.

Pouco mais de 90% do ozônio existente na atmosfera encontra-se localizado na estratosfera e é produzido a partir de uma reação fotoquímica que envolve oxigênio molecular (O_2). Quando o oxigênio diatômico presente na estratosfera absorve radiação solar ultravioleta com comprimento de onda inferior a 200nm , ocorre a seguinte reação:



O oxigênio atômico resultante combina-se com O_2 para formar moléculas de ozônio:



Camada de Ozônio



A camada de ozônio é uma "capa" de gás que envolve a Terra e a protege de várias radiações, sendo que a principal delas, a radiação ultravioleta, é a principal causadora de câncer de pele. Devido ao desenvolvimento industrial, passaram a ser utilizados produtos que emitem clorofluorcarbono, um gás que ao atingir a camada de ozônio destrói as moléculas que a formam (O_3), causando assim a destruição dessa camada da atmosfera. Sem essa camada, a incidência de raios ultravioletas nocivos à Terra fica sensivelmente maior, aumentando as chances do câncer.

Produção e consumo de substâncias que contribuem para a destruição da camada de ozônio.

Substâncias com diferentes constituições químicas provocam impactos distintos na camada de ozônio.

O efeito relativo de cada substância na destruição do ozônio estratosférico é traduzido pelo seu Potencial de Destruição do Ozônio (do inglês ODP, *Ozone Depletion Potential*).

O ozônio doa, com facilidade, moléculas de oxigênio para espécies de radicais livres como o nitrogênio, hidrogênio, bromo e cloro. Esses compostos ocorrem naturalmente na estratosfera a partir de fontes como o solo, vapores d'água e oceanos.



Substâncias com **CFCs** e **BrFCs** podem atravessar intactas as camadas mais baixas da atmosfera e se acumularem nas camadas superiores onde a radiação UV é suficientemente forte para decompor as moléculas liberando **bromo e cloro em quantidade suficiente para atacar a camada de ozônio.**

Os **CFCs** são usados extensivamente em **aerosóis, ar-condicionado, refrigeradores e solventes de limpeza.**

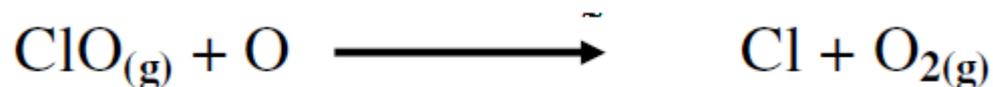
Os dois principais tipos de CFCs são o triclorofluorcarbono (CFC13) ou CFC-11 e diclorodifluormetano (CF₂Cl₂) ou CFC₁₂. O triclorofluorcarbono é usado em aerosóis, enquanto que o diclorodifluormetano é tipicamente usado em refrigeradores.

Perto da superfície da terra clorofluorcarbonos são relativamente inofensivos porque não reagem espontaneamente. São insolúveis em água, não podendo ser "lavados" pela chuva. Está comprovado que sua estabilidade é o que o torna mais perigoso, porque ele atravessa a atmosfera intacto, acumulando-se na estratosfera, onde pode ser decomposto pelos raios UV.

Na estratosfera, a radiação UV de alta energia ocasiona a fotodecomposição das moléculas de CFCs liberando átomos de cloro que é um poderoso catalisador da destruição do ozônio. Inicialmente os átomos de cloro livres, reagem com compostos instáveis contendo oxigênio, como exemplo o ozônio, formando monóxido de cloro (ClO).



O monóxido de cloro reage com átomos de oxigênio, produzindo moléculas de O₂ e novamente, átomos de cloro. O átomo de cloro regenerado inicia um novo ciclo de destruição, portanto, um único átomo de cloro pode ser capaz de destruir até cem mil moléculas de ozônio.



O ciclo de destruição do ozônio estratosférico por radiação UVB desempenha um papel importante em favor da vida, pois diminui a quantidade de radiação UV que chega até superfície do planeta.

A radiação UV, que bronzeia, seca e envelhece a pele, é prejudicial aos animais e plantas, principalmente porque pode danificar o DNA (ácido desoxirribonucléico).

Essa molécula contém informações genéticas necessárias para reprodução e manutenção saudável dos seres vivos.

Danos causados ao DNA por exposição excessiva à radiação UV, aumentam a probabilidade de ocorrer uma mutação indesejável durante a reprodução celular, levando eventualmente a um **crescimento tumoral** como, por exemplo, o **câncer de pele**.

3.5.1 EFEITO ANTROPOGÊNICO

É a alteração da concentração de ozônio na atmosfera por compostos manufaturados, resultante de atividades humanas e que, através de reações químicas provocam a sua destruição.

O cloro proveniente dos CFCs e o bromo proveniente dos halônios são dois dos mais importantes elementos químicos associados com a destruição do ozônio.

Os CFCs são substâncias derivadas dos hidrocarbonetos, em que os átomos de hidrogênio estão substituídos por átomos de cloro e flúor.

Como os elementos cloro e flúor, juntamente com o bromo e o iodo encontram-se no grupo dos elementos conhecidos como halogênios, são também, denominados halocarbonetos. Comercialmente são conhecidos como *Freons*. Outro grupo de substâncias também derivadas dos hidrocarbonetos, conhecidas por halônios, contém bromo bem como cloro e/ou flúor.

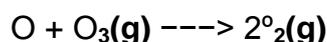
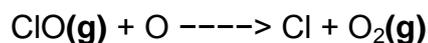
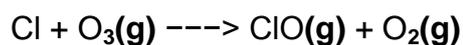
Tanto os CFCs como os halônios podem causar a destruição do ozônio.

Os halônios, apesar de liberados na atmosfera em quantidades menores que os CFCs, respondem por uma fração significativa da destruição do ozônio. Infelizmente seu potencial de destruição de ozônio é maior que o dos CFCs.

As moléculas de CFC, ou Freons, passam intactas pela troposfera. Quando passam por esta parte, desembocam na estratosfera, onde os raios UV do sol estão em maior quantidade.

Esses raios quebram as partículas de CFCs liberando o átomo de Cl que por sua vez rompe a molécula de ozônio, formando monóxido de cloro e oxigênio.

Mas, a reação não pára por aí, havendo então uma destruição em cadeia, ou seja, a molécula de monóxido de cloro reage com um átomo de oxigênio livre regenerando o Cl e produzindo O₂.



O escudo que protege as pessoas das radiações solares é atacado a todo momento por gases de metano, enxofre e monóxido de carbono, mas os estragos maiores são provocados pelos halogênios (flúor, cloro, bromo). Para

se ter uma idéia do estrago possível, apenas **um átomo de cloro** pode teoricamente decompor mais de **cem mil moléculas de ozônio**, ao longo dos anos.

3.5.2 A radiação ultravioleta (UV)

Toda energia emitida pelo sol é, no conjunto, referenciada como radiação eletromagnética ou luz. Os vários tipos de radiação diferem no seu comprimento de onda, frequência e conteúdo de energia. A radiação mais conhecida emitida pelo sol é a visível; mas existem duas outras faixas, também importantes, a do infravermelho e a do ultravioleta. Particularmente importante para o assunto em pauta é a radiação ultravioleta (UV), com comprimento de onda compreendido entre 100nm e 400nm.

A faixa do ultravioleta é ainda subdividida em três. KIRCHHOFF (1 995) considera a seguinte subdivisão:

- UV-A de 320nm a 400nm;
- UV-B de 280nm a 320nm, e
- UV-C de 100nm a 280nm.

A UV-A chega normalmente à superfície da terra, mas não é absorvida eficientemente por nenhum dos constituintes atmosféricos.

Embora represente somente 1%, aproximadamente, da radiação solar, a UV-B é fortemente absorvida pelo ozônio da estratosfera.

A faixa mais energética, a UV-C, com comprimentos de onda mais curtos que 280nm, é totalmente absorvida na estratosfera pelo oxigênio molecular e o ozônio (KIRCHHOFF, 1 995).

A região da UV-B é de particular interesse porque esse comprimento de onda pode causar danos, em nível molecular, ao DNA das células, por exemplo. Pequenas alterações na camada de ozônio estratosférico podem conduzir a alterações significativas na radiação UV-B que atinge a superfície terrestre. Em 1 994, os níveis de UV-B estavam cerca de 8% a 10% mais elevados do que 15 anos antes, em 45° N e S (a latitude de Otawa e Veneza, no hemisfério norte, e de Dunedin, Nova Zelândia, no hemisfério sul, com

maiores níveis, em direção aos pólos, particularmente no hemisfério sul (SMA, 1996).

3.5.3 Os efeitos da radiação UV-B

3.5.4 Efeitos na saúde humana e nos animais

Nos homens e nos animais, o efeito direto na saúde é por causa da radiação UV-B incidir diretamente sobre os órgãos expostos à luz do sol, isto é, os olhos e a pele.

Os efeitos nocivos incluem catarata, queimaduras, câncer de pele e redução da capacidade imunológica contra agentes infecciosos. O olho humano é menos protegido internamente que a pele, mas é também menos exposto graças às sobrancelhas e pálpebras. Alguns estudos já relacionam o impacto, a longo prazo, da redução na camada do ozônio estratosférico sobre o olho humano. UNEP (1997) cita, no seu Capítulo 2, três estudos publicados nos Estados Unidos que apontam para um aumento de 0,3% ; 0,5% e 0,6% nos casos de catarata para cada 1% de redução no ozônio estratosférico. Dessa forma, calcado nas estimativas de redução em torno de 6% a 7%, na camada de ozônio estratosférico, no verão dos próximos anos, no hemisfério norte, a ocorrência de casos de catarata aumentaria em cerca de 3%, nos primeiros anos do próximo século, naquele hemisfério (GRUIJL, ca. 1994).

3.5.5 Efeitos Imunológicos

Experimentos efetuados em laboratório mostraram que um tumor de pele removido de um rato que esteve exposto de forma crônica à radiação UV-B, aplicado a um outro rato geneticamente idêntico, foi rejeitado, ou seja, não se desenvolveu. Outro rato exposto à radiação UV-B permitiu o crescimento do tumor. A conclusão é de que a exposição à UV-B debilitou o sistema de proteção natural do segundo rato e permitiu o desenvolvimento do câncer de pele. O implante de tumor também é aceito - o tumor desenvolveu-se - quando o rato teve o seu sistema imunológico suprimido quimicamente (GRUIJL, ca. 1

994). Ao se fazer uma analogia com seres humanos, pacientes em estado de imunodepressão por medicamentos aumentam o risco de contrair câncer de pele se expostos ao sol.

Além disso, comprovou-se ainda, em experimentos conduzidos em laboratório, que a imunidade natural de ratos, a vários tipos de doenças contagiosas, foi enfraquecida pela radiação UV-B, inclusive infecções orais que não envolvem o tecido epitelial (GRUIJL, ca. 1994).

3.5.6 Efeito nos Ecossistemas

Pequena quantidade de radiação UV-B pode trazer efeitos significativos para os ecossistemas. Na região dos trópicos, por exemplo, onde uma camada mais fina de ozônio e alta incidência de luz solar resulta em dosagem mais forte dessa radiação, alguns tipos de árvores têm seu desenvolvimento prejudicado. Em geral, presume-se que espécies diversas de plantas podem reagir de formas diferentes ao aumento da radiação UV-B. Algumas apresentam o crescimento limitado, outras podem ser mais sensíveis ou adaptarem seu mecanismo e desenvolverem-se rapidamente. Se a espécie vegetal sofre outros tipos de estresse, como no período de seca, os efeitos da radiação UV podem se potencializar e tornar o organismo mais frágil. Além dos efeitos diretos na fotossíntese e no crescimento, podem ocorrer também outras mudanças, como atraso no período de brotamento das flores, distribuição anormal e mudanças na estrutura das folhas ou no metabolismo das plantas.

Processo similar pode ocorrer no ecossistema marinho. A radiação UV-B pode penetrar dezenas de metros de profundidade nas águas límpidas dos oceanos.

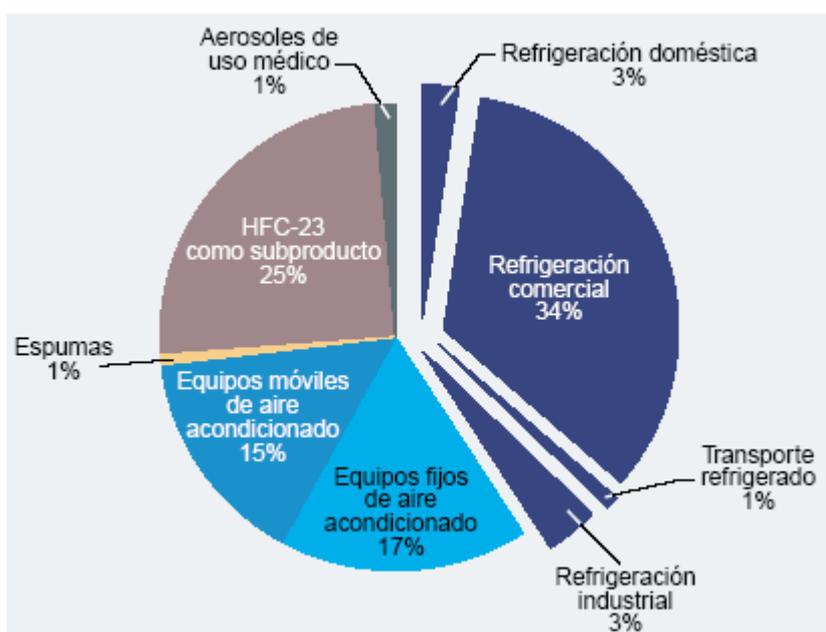
Descobriu-se que os fitoplânctons, minúsculos organismos que flutuam ou se mantêm próximos à superfície dos oceanos e que servem de base na cadeia de alimentação marinha, são sensíveis aos níveis de radiação UV-B que penetram nessas águas. Estudos recentes comprovaram que nas águas do continente antártico, diretamente sob a área do buraco de ozônio, as taxas de produção dos fitoplânctons foram menores, em comparação a áreas similares de outras regiões.

Esse potencial capaz de provocar distúrbios na base da cadeia alimentar marinha e terrestre, pode ter efeito dominó, ou seja, poderia afetar o ser humano (GRUIJL, ca. 1994) .

3.5.7 Os clorofluorcarbonos (CFC)

Os CFCs compreendem uma vasta gama de produtos que são utilizados na refrigeração comercial e industrial, sistemas de ar condicionado fixo e móvel, fabricação de espumas, aerossóis de uso médico, outros aerossóis e dissolventes, sistemas de proteção contra incêndio, entre outros usos. Em termos percentuais estão divididos conforme a figura 01, segundo o relatório do IPCC sobre o ozônio.

Figura 01. Percentual dos CFCs, segundo o tipo de uso.

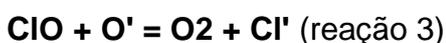
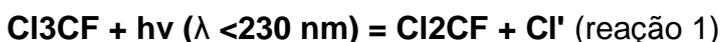


Entre as varias substâncias que são apontadas como degradadoras da camada de ozônio, apenas os CFCs sofrem proibição e outros como o: tetracloreto de carbono (um solvente), dióxido de nitrogênio (utilizado na composição do ácido nítrico), metilcloroformio (anestésico e solvente) usados em lavagem a seco e no ramo farmacêuticos e os "halogênios", usados em

alguns extintores de incêndios, que contém bromo e são dez vezes mais destruidores de ozônio do que os CFCs, ainda não sofrem nenhum tipo de proibição.

Em uma edição da revista *Ciência Hoje* de 1990 vol. 2, No. 9, págs. 41-48, mostra o detalhes da teoria de Mario Molina e Sherwood Rowland, sendo que os dois “observaram que a produção anual de CFC alcançava cerca de 1 milhão de toneladas”.

Vários pesquisadores mostraram que o CFC é bastante estável, mas na presença da radiação UV-C, tornar-se-ia muito instável, produzindo uma reação fotoquímica que libera átomos de cloro, onde. Esquemáticamente assim representada:



Para tanto, os CFCs precisam chegar à estratosfera e serem expostos à radiação da banda UV-c de comprimento de onda inferior a 230nm(2,30 x 10⁻⁸ cm) de longitude de onda, coisa que ocorre acima dos 36 a 40 km segundo estas fontes esta “viagem” dos CFCs levaria aproximadamente oito meses. Com o ozônio, o comprimento de onda necessário para destruí-lo seria da ordem de 250nm, radiação existente por volta dos 30km de altitude. Ainda segundo os autores o mero atrito das moléculas entre si, bastaria para provocar sua destruição, dada a instabilidade da molécula.

Segundo a mesma fonte, as reações em cadeia provocadas pelo CFC, promoveriam uma destruição continua de cerca de 100.000 moléculas de ozônio por uma de CFC.

Mas ainda existem outros inúmeros compostos que podem retardar ou acelerar as transformações nesta parte da atmosfera, a exemplo do dióxido de nitrogênio (NO₂) que pode bloquear a degradação do ozônio. Outro aspecto interessante sobre este gás é que seu “tempo de permanência médio na atmosfera é de aproximadamente 20 anos para o HFC e HCFC e de várias décadas até séculos para alguns HFC e a maioria dos Halogênios e CFC e entre 1.000 a 50.000 anos para os PFC” (IPCC ozônio).

Quadro 01. Alguns constituintes da atmosfera, peso molecular e atômico e importância na sua composição.

CONSTITUINTE	PESO MOLECULAR	PESO ATÔMICO	Volume (%) Atmosfera
Nitrogênio (N ₂)	28,02	14,1	78,08%
Oxigênio (O ₂)	32	16	20,95%
Hélio (He)	8	4	0,0005%
Hidrogênio (H ₂)	2,016	1,08	0,00005%
Ozônio (O ₃)	48	-	0,000004%
Ferro (Fe)	-	55,08	-
Cloro (Cl)	-	35,5	-
Carbono (C)	-	12	-
Fluor (F)	-	19	-
Dióxido de carbono(CO ₂)	44,01	-	0,0360%
Oxido nitroso (N ₂ O)	44,02	-	0,00003%
Metano (CH ₄)	16,032		0,00017%
FREON 11 (Cl ₃ FC)	137,51	-	
FREON 12 (Cl ₂ F ₂ C)	121,01	-	
PESO MOLECULAR MÉDIO DA ATMOSFERA =			29,01

Este quadro nos leva a algumas reflexões sobre o comportamento dos elementos da atmosfera as quais realizaremos agora.

Sobre a capacidade dos freóns ascenderem na atmosfera:

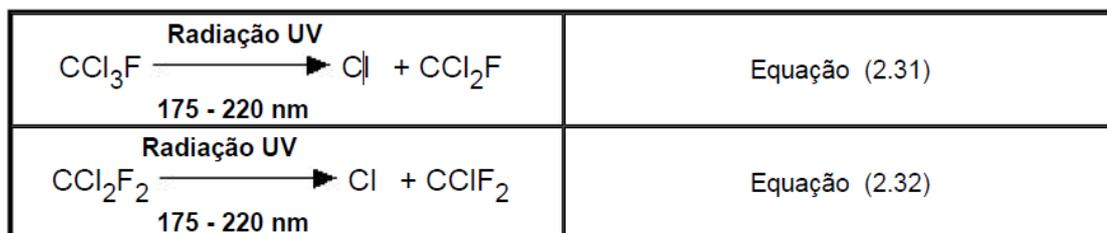
A teoria diz que em uma marcha lenta e continua, eles seriam levados pelas correntes conectivas equatoriais, portanto uma ascensão térmica, para altitudes elevadas, esta “viagem” levaria cerca de oito meses. O problema: na medida em que, as correntes ascendentes equatoriais ganham altitude, elas perdem calor pelo processo adiabático (cerca de 10oC por cada 1000m), portanto iniciam seu processo de subsidência (descida) nas faixas de alta pressão na zona dos trópicos, estas derivando e formando os ventos de oeste e os alíseos de nordeste e sudeste. Depois deveriam para norte (HN) e sul (HS) até sofrer ascensão dinâmica no choque com a frente polar, acumulando-se nas zonas de alta pressão polares. Embora haja uma tendência à mistura na atmosfera, os gases obedecem a certa distribuição vertical e aos princípios da termodinâmica, ou seja, este aspecto possui elevado grau de complexidade

para a simples relação que ainda hoje perdura como senso comum. Os fréons 12 e 11 pesam respectivamente 4,10 e 4,66 vezes mais que o ar atmosférico e isto, aliado aos fenômenos da circulação geral da atmosfera tornam a idéia da permanência dos fréons em elevada altitude, um aspecto bem complexo e de pouca aceitação.

3.5.8 Ação do Cloro

O cloro pode substituir o NO nas reações. Apesar de ser considerado raro na atmosfera, sua presença tem sido detectada com frequência desde que começou a liberação dos CFC na atmosfera. Os mais produzidos e liberados foram os CFC-11 (Triclorofluormetano) e o CFC-12 (Diclorodifluormetano), que têm sido detectados na troposfera em concentrações de 0,6 e 1,0ppt, respectivamente.

Esses compostos, ao atingirem a estratosfera, sofrem a dissociação fotolítica e liberam um átomo de cloro cada.



Em virtude dos CFC-11 e 12 absorverem radiação ultravioleta na faixa dos 175 a 220nm, estarão competindo com a reação de formação do ozônio.

O cloro liberado da molécula de CFC ataca então o ozônio, e resulta em monóxido de cloro (2.33). Esse, por sua vez, reage com o oxigênio atômico e recicla o átomo de cloro (2.34) que volta a atacar outra molécula de ozônio. Essas reações ocorrem na camada mais alta da estratosfera em virtude

3.6. Trihalometanos

A água tem influência direta sobre a saúde, à qualidade de vida e desenvolvimento do ser humano. Para a Organização Mundial da Saúde (OMS) e seus países membros, todas as pessoas, em quaisquer estágios de desenvolvimento e condições socioeconômicas, têm o direito de ter acesso a um suprimento adequado e seguro de água potável (OPAS/OMS, 2001).

Sendo uma necessidade absoluta para a vida, a água deve ter uma qualidade apropriada, livre de quaisquer organismos que possam causar enfermidades, de minerais e substâncias orgânicas que produzem efeitos fisiológicos adversos.

Segundo a Organização Pan-Americana da Saúde/Organização Mundial da Saúde ocorre, no mundo, quatro bilhões de casos de diarreia por ano, com 2,2 milhões de mortes, a maioria entre crianças de até cinco anos. Água segura, higiene e saneamento adequados podem reduzir de um quarto a um terço, os casos de doenças diarreicas. Por estas razões, em muitos casos, é necessário que a remoção destes patogênicos seja feita através dos processos de desinfecção, cujo principal objetivo é destruir os microrganismos disseminadores dessas doenças.

O agente químico mais comum utilizado no processo de desinfecção de águas de abastecimento residuais é o cloro, que destrói ou inativa os organismos causadores de enfermidades, sendo que esta ação se dá à temperatura ambiente e em tempo relativamente curto (Azevedo Netto, *et al.* 1987). No entanto, a utilização do cloro como agente desinfetante pode formar subprodutos na presença de substâncias orgânicas na água - que apresentam um potencial cancerígeno a animais e seres humanos.

No tratamento de água o cloro se combina com várias substâncias remanescentes, como a amônia, nitratos e que podem reagir com o cloro livre levando à formação de diversos subprodutos, entre eles os denominados trihalometanos (TAMs) (Ribeiro, 2001).

A formação é representada pela equação abaixo:

Espécies halogenadas + Cloro residual livre + Precusores → Trialometanos + subprodutos
--

Os TAMs são compostos de carbono simples, substituídos por halogênios e possuem a fórmula geral **CHX₃**, onde X pode ser cloro, bromo, possivelmente iodo, ou combinações a partir dos mesmos, (na tabela 1 mostra as fórmulas químicas e denominações dos trihalometanos). Aparecem principalmente na água potável, como produtos resultantes da reação entre substâncias químicas que se utilizam no tratamento oxidativo (cloro livre) e

matérias orgânicas (ácidos húmicos e fúlvicos) naturalmente presentes na água (Lawrence, 1989; Santos, 1988; Symons *et al.* 1981 *apud* Tominaga e Midio, 1999). Sua formação está, portanto, relacionada ao uso do cloro (Tominaga e Midio, 1999).

Os ácidos húmicos e fúlvicos, também denominados de precursores dos TAMs, são resultantes da decomposição da vegetação. A maioria destes ácidos contém radical cetona, que podem produzir halofórmios após a reação com o cloro (Lawrence, 1989; Symons *et al.*, 1981 *apud* Tominaga e Midio, 1999).

Tabela 1 - Fórmulas químicas e denominações dos trialometanos.

Fórmula Química	Denominações
CHCl ₃	Triclorometano, clorofórmio
CHBrCl ₂	Bromodiclorometano
CHBr ₂ Cl	Dibromoclorometano
CHBr ₃	Tribromometano, Bromofórmio
CHCl ₂ I	Dicloroiodometano
CHClBrI	Bromocloroiodometano
CHClI ₂	Clorodiodometano
CHBr ₂ I	Dibromoiodometano
CHBrI ₂	Bromodiodometano
CHI ₃	Triiodometano, Iodofórmio

Fonte: Symons (1981) *apud* Tominaga e Midio (1999).

Normalmente os TAMs, encontrados na água de abastecimento cloradas, são as espécies cloradas e bromadas conforme tabela 1. São predominantes os compostos 1 e 2; os compostos 3 e 4 são frequentemente encontrados e os compostos 5 e 6 já foram detectados mas são menos comuns. Portanto, quando se faz referência aos TAMs, na realidade estão sendo mencionados apenas os quatro primeiros compostos (Symons *et al.*, 1981 *apud* Tominaga e Midio, 1999).

Processos alternativos de desinfecção da água, que evitam a formação dos TAMs São aqueles que não utilizam cloro livre, tais como: cloraminas (cloro combinado), dióxido de cloro, ozonização e radiação ultravioleta (Gordon *et al.*, 1993; Miller, 1993; Moser, 1983 *apud* Tominaga e Midio, 1999). Entretanto, estes podem levar a formação de outros subprodutos, conforme o teor de matéria orgânica presente na água, sendo que seus efeitos sobre a saúde humana ainda não foram completamente avaliados (Bull, 1993 *apud* Tominaga e Midio, 1999).

No início da década de 70, descobriu-se que o clorofórmio e outros TAM eram produzidos durante a cloração da água (Ballar, *et al.*, 1974; Bull, 1993 *apud* Tominaga e Midio, 1999). Esta informação revestiu-se de grande importância em virtude da conclusão de um bioensaio sobre a carcinogenicidade do clorofórmio realizado pelo "National Cancer Institute", EUA (Singer, 1983 *apud* Tominaga e Midio, 1999).

Desde a descoberta inicial dos TAM, muita coleta de dados tem sido realizada. Estudos epidemiológicos, particularmente nos Estados Unidos, têm sido feitos para avaliar a presença dessas substâncias orgânicas na água e sua correlação com o câncer (Bull, 1982; Cech, 1987; Craum, 1993; Page, 1976; Young, 1987 *apud* Tominaga e Midio, 1999). Todavia, ainda é relativamente pouco conhecido o real efeito para a saúde humana causado por esses compostos presentes em baixas concentrações (ppb e ppt) na água de consumo humano.

ÁGUAS URBANAS



As águas urbanas vêm dos rios que sofrem com a poluição industrial, esgoto doméstico, contaminação por lixões, fossas, cemitérios, postos de gasolina, elementos químicos e além. As companhias responsáveis pelo abastecimento, em seus reservatórios, usam entre outras substâncias o cloro, que é o tratamento ideal até as caixas d'água ou reservatórios (somente até os reservatórios). O cloro é uma substância tóxica que mesmo em doses baixas, pode irritar nossa pele. Isso porque da mesma forma que o cloro mata os fungos, as bactérias e os vírus na água, também retira a camada protetora da pele e dos cabelos, que ficam ressecados. Também prejudica as mucosas dos olhos e do nariz. Crianças e idosos são ainda mais prejudicados por causa da baixa ação hormonal. Além disso, o cloro dá origem a um subproduto chamado trihalometano (THM), que é uma substância cancerígena, ou seja, o cloro deve ser retirado da água antes de entrar em contato com o corpo, alimentos e não deve, em hipótese alguma, ser ingerido.

O resultado positivo para esse bioensaio levou, rapidamente, ao estudo de um valor limite de concentração máxima aceitável para esses compostos e, em 1979, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (Environmental Protection Agency - EPA) aconselhou que o limite máximo para a soma das concentrações dos TAMs (clorofórmio ou triclorometano + bromodiclorometano + dibromoclorometano + bromofórmio ou tribromometano) deveria ser de 100 µg.L-1 na água para consumo humano (Richardson, 1988; Singer, 1993 *apud* Tominaga e Midio, 1999).

No Brasil, a Portaria 1469 de 29/12/2000 do Ministério da Saúde também estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle, vigilância e como padrão de qualidade limite máximo permissível de 100µg.L-1, para a soma dos quatro compostos que compõem os trihalometanos. Em seu artigo 13 cita que, após a desinfecção, a água deve conter um teor mínimo de cloro residual livre de 0,5 mg.L-1, sendo obrigatória a manutenção de, no mínimo, 0,2 mg.L-1 em qualquer ponto da rede de distribuição. A legislação recomenda que o teor máximo de cloro residual livre (CRL), em qualquer ponto de abastecimento, seja de 2,0 mg.L-1 (Ministério da Saúde, 2000).

3.6.1 Principais fatores que influem no seu aparecimento nas águas

Os fatores mais importantes que afetam a cinética da reação e, em alguns casos, o produto final podem ser:

Efeito do tempo

A formação dos THMs em condições naturais não é instantânea. Em algumas circunstâncias a sua formação pode completar-se em menos de uma hora, em outra situação é possível que se exijam vários dias antes de que ocorra a máxima produção de THMs.

A reação se faz menos lenta quando aumenta a temperatura ou o pH, e em presença de brometos. Uma grande parte dos THMs que chega ao consumidor são produzidos no sistema de distribuição onde o contato do cloro livre com os precursores ocorre por um longo período de tempo.

Efeito da temperatura

Existe uma dependência típica da temperatura que, a cada 10° C de incremento, eleva ao dobro a taxa de formação de THM. As variações sazonais, no que se refere a produção de THM, observada em estações de tratamento que utilizam a mesma fonte de água são, em grande parte, efeito da temperatura.

Efeito do pH

Foi comprovado que a taxa de formação de THM depende do pH. Em geral a formação se eleva com o incremento do valor de pH para as reações entre o cloro livre e a maioria dos precursores apesar de se ter observado algumas exceções.

Os resultados de várias investigações têm mostrado uma forte dependência do pH; um incremento do triplo da formação, por cada unidade do aumento do pH. Esta elevação na taxa de produção dos THMs era de se esperar já que uma das maneiras de explicar a aparição dos mesmos, a reação clássica dos halofórmios, é acrescentada por bases.

Tem-se insinuado uma explicação para o efeito do pH. Uma macromolécula do precursor húmico, simplesmente se abrevia pela mútua repulsão das cargas negativas a níveis altos de pH; incrementando assim a disponibilidade de posições ativas adicionais na molécula do precursor.

Efeito dos bromatos

É um fato comprovado que os bromatos têm uma ação acentuada na formação dos THMs, manifestou-se que o bromato afeta tanto a taxa de reação quanto a quantidade total de THM.

O efeito do bromato na cinética da reação dos trihalometanos não está bem esclarecido. O mecanismo aceito, pelo qual o bromato participa na reação incluía oxidação do bromato a bromo e ácido hipobromoso, os quais por sua vez reagem com os precursores orgânicos. O bromo competiria mais efetivamente que o cloro pelas posições ativas das moléculas húmicas precursoras. Pelo que se observou, se conclui que o bromo supera o cloro na formação dos THMs.

Efeito da dosagem e tipo de cloro

Tem se sustentado que os THMs se originam mediante a conhecida "reação do halofórmio" que teria lugar entre o cloro livre e os compostos orgânicos precursores. Este ponto de vista está muito controverso atualmente.

Tem-se demonstrado que a reação pode ocorrer por mecanismos distintos aos da reação do halofórmio.

Pode-se ter em conta que qualquer oxidante usado para desinfecção da água atuará reciprocamente com os produtos químicos já presentes na água bruta para formar outros produtos indesejáveis que podem aparecer na água tratada. Por conseqüente, algo fundamental na potabilização das águas é eliminar ao máximo os precursores antes da adição do oxidante para reduzir ao mínimo a demanda do desinfetante e a possível formação de subprodutos nocivos.

A indústria de laticínios é um ramo alimentício de escala mundial em termos de produção e desenvolvimento constante, com isso torna-se óbvio o tratamento dos seus efluentes dado à grande luta ambiental global.

O leite mais consumido é o de vaca, seguido de cabra, sendo um alimento líquido, esbranquiçado, segregado das glândulas mamárias dos mamíferos (Aurélio), sendo constituído de 86% de água e várias substâncias como lactose, sais minerais, proteínas, gorduras, vitaminas; possuem flora microbiana própria, os lactobacilos acidófilos (Manual de Saneamento, 1999).

O leite é veículo de várias doenças, por ser ótimo meio de cultivo de bactérias, as mais comuns são: febre tifóide, brucelose, tuberculose, carbúnculo e febre aftosa.

Faz-se necessária uma obtenção higiênica do leite, boas práticas de processamento, higiene no local de trabalho e dos manipuladores, destino correto ao lixo, dejetos e águas servidas

A composição dos efluentes dos laticínios consiste em leite diluído, materiais sólidos flutuantes (graxas), detergentes, lubrificantes e esgoto doméstico. A quantidade e a carga das águas residuárias dependem da água utilizada, do tipo de processo e do controle exercido sobre as várias descargas de resíduos, onde, resta à indústria o tratamento desses.

3.6.2.. Tratamento de despejos de laticínios

Em sua maioria faz-se o tratamento biológico que consiste em remover a matéria orgânica do efluente industrial através do metabolismo de oxidação e de síntese das células, já que a quantidade de matéria orgânica é facilmente degradada.

O método de tratamento a ser empregado depende do volume e a carga do despejo, o tamanho da indústria, sua localização, a legislação vigente e razões ecológicas. A seguir serão apresentados os sistemas mais utilizados:

3.6.3. Pré-tratamento e tratamento primário

O processo de gradeamento é empregado para a remoção de coágulos de leite em fábricas de queijo, sendo a equalização de vazões empregada especialmente em laticínios onde o período de trabalho é curto. Fábricas que empregam soluções alcalinas fortes, uma vez ao dia, na limpeza dos

equipamentos, podem utilizá-las para manter o pH do despejo dentro de uma faixa desejada e que não interfira no tratamento biológico. O processo de sedimentação é normalmente usado para a remoção dos sólidos suspensos. Os óleos e gorduras, removidos, em geral, pelas caixas de gordura ou equipamentos de flotação, devem ter destinação apropriada, sendo encaminhados para reaproveitamento ou para aterro sanitário.

O tratamento químico, através da utilização de sulfato de alumínio e óxido de cálcio produzindo-se flocos que são possíveis de sedimentação, reduz a DBO dos despejos cerca de 85 %. Porém, as restrições devidas ao custo e a dificuldade de disposição do lodo são grandes.

3.6.4. Processo de lodos ativados

Uma alta concentração de microrganismos é mantida no tanque de aeração, através do retorno de lodos, o que reduz o tamanho total do reator biológico. A massa microbiana produzida é então separada do efluente tratado no sedimentador secundário.

O sistema de lodos ativados é amplamente utilizado, em nível mundial, para o tratamento de águas residuárias domésticas e industriais, em situações em que uma elevada qualidade do efluente é necessária e a disponibilidade de área é limitada. No entanto, o sistema de lodos ativados inclui um índice de mecanização superior ao de outros sistemas de tratamento, implicando em operação mais sofisticada. Outras desvantagens são o consumo de energia elétrica para aeração e a maior produção de lodo.

O tratamento biológico por lodos ativados é atualmente o mais utilizado para a depuração de efluentes sanitários e industriais caracterizados por contaminação de carga orgânica e produtos nitrogenados. Este sistema de tratamento de efluente é largamente utilizado por se tratar de um sistema com baixo custo de investimento e alta taxa de eficiência.

Sistemas biológicos de tratamento trabalham com microrganismos “confinados” em um sistema para a degradação da matéria orgânica. Dessa forma, a degradação que ocorreria no corpo receptor acontece dentro de uma unidade projetada especificamente para este fim. Tais unidades são denominadas reatores biológicos ou biorreatores, uma vez que a remoção

(conversão) biológica é realizada por meio de microrganismos, que utilizam a matéria orgânica como alimento (fonte de carbono e energia).

Os processos biológicos foram concebidos para serem aplicados na remoção de material orgânico carbonáceo, geralmente medido em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)/(DQO) Demanda Química de Oxigênio, nitrificação, desnitrificação, remoção de fósforo e estabilização do lodo gerado no sistema primário e secundário, possibilitando, assim, a correção das características indesejáveis do esgoto e sua disposição final, de acordo com as regras e critérios definidos pela legislação ambiental (METCALF, 1991).

O segundo maior avanço no tratamento biológico se deu quando foi observado que os sólidos biológicos, desenvolvidos em águas poluídas, floclavam como colóides orgânicos. Essa massa microbiológica, denominada lodo ativado, rapidamente metabolizava os poluentes da solução e estes podiam ser subsequentemente removidos pela sedimentação por gravidade.

O princípio deste processo é acelerar a oxidação e decomposição natural da matéria orgânica, o mesmo que acontece nos corpos d'água (matéria orgânica é parte convertida em CO_2 e H_2O). A biomassa bacteriana pode ser separada do despejo tratado por simples decantação.

Os seguintes itens são partes integrantes e a essência de qualquer sistema de lodos ativados de fluxo contínuo (Figura 5.1):

- *tanque de aeração (reator);*
- *tanque de sedimentação (decantador secundário);*
- *recirculação de lodo;*
- *retirada de lodo excedente.*

Na realidade, como será visto adiante neste capítulo, o reator nem sempre permanece aerado. No entanto, apenas por questão de clareza e simplicidade, mantém-se a designação de reator aerado, reator aeróbio ou tanque de aeração.

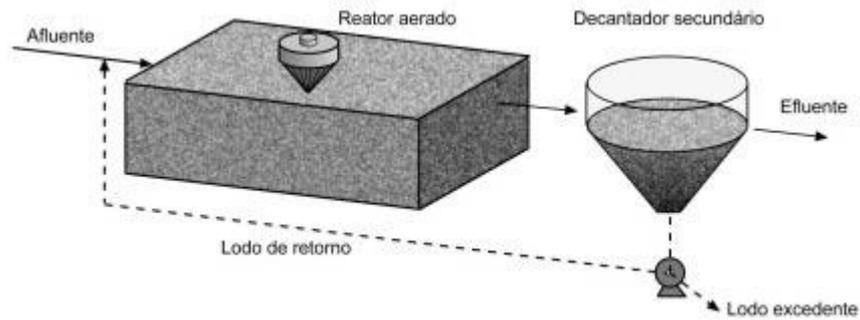


Figura 2.1 - Esquema das unidades da etapa biológica do sistema de lodos ativados.

No reator aerado ocorrem as reações bioquímicas de remoção da matéria orgânica e, em determinadas condições, de nitrogênio e de fósforo. A biomassa se utiliza do substrato presente no esgoto afluente para se desenvolver. No decantador secundário ocorre a sedimentação dos sólidos (biomassa), permitindo que o efluente final saia clarificado. Parte dos sólidos sedimentados no fundo do decantador secundário é recirculada para o reator, para se manter uma desejada concentração de biomassa no mesmo, a qual é responsável pela elevada eficiência do sistema.

3.6.5. Variantes do processo

Existem diversas variantes do processo de lodos ativados. Dentro deste conceito, tem-se as seguintes divisões dos sistemas de lodos ativados:

- *Divisão quanto à idade do lodo;*
- Lodos ativados convencional;
- Aeração prolongada;
- *Divisão quanto ao fluxo;*
- Fluxo contínuo;
- Fluxo intermitente (batelada);
- *Divisão quanto ao afluente à etapa biológica do sistema de lodos ativados;*
- Esgoto bruto;

- Efluente de decantador primário;
- Efluente de reator anaeróbio;
- Efluente de outro processo de tratamento de esgotos.

3.6.6. Valores de oxidação

É uma extensão do processo de lodos aditivados, onde a câmara de aeração toma formato particular e os reatores de aeração são de eixo horizontal. O sistema pode operar contínua ou descontinuamente, sendo no primeiro caso há necessidade de decantador secundário. A literatura mostra uma eficiência de 72 até 81%.

3.6.7. Tratamento aeróbio com biofilme.

Pode reduzir em 65% a DBO dos despejos. Podem estar nos tanques de equalização e decantador secundário. A filtração biológica com recirculação pode elevar a eficiência.

No Brasil, os efluentes em grande parte dos centros urbanos e das áreas industriais não são devidamente tratados, sendo lançados indiscriminadamente nos corpos d'água, comprometendo a fauna, a flora e a qualidade de vida da população. Assim pesquisas sobre tratamentos de efluentes vêm se intensificando ao longo do tempo, sendo crescente o interesse em novas tecnologias. As indústrias petroquímicas são responsáveis pela geração de grandes quantidades de efluentes líquidos que são formados durante as etapas de produção, transporte e refino. Estes efluentes muitas vezes apresentam um elevado potencial de toxicidade, especialmente hidrocarbonetos de elevada massa molecular e de difícil tratamento têm sido objeto de estudo dos mais diversos ramos científicos. Reduzir e controlar a poluição tem sido um desafio para a indústria, especialmente porque o impacto ambiental e os acidentes ecológicos são dois fatores ainda não totalmente dominados. Os compostos: benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos, também conhecidos por BTEX, gerados nas refinarias, apresentam um potencial de poluição maior pelo fato de serem compostos mais hidrossolúveis do petróleo (TIBURTIUS *et al.*, 2004). Considerando estes aspectos, estudos estão sendo realizados para desenvolver unidades de tratamento mais compactas que

operem com maior flexibilidade e com um bom desempenho na remoção dos compostos BTEX. Inúmeras pesquisas indicam a degradação biológica como sendo o principal mecanismo para a minimização das características tóxicas de poluentes. A opção de desenvolvimento de tecnologia de regeneração de efluentes por degradação biológica se deve ao fato desta não necessitar de adição de produtos químicos. Esta técnica fundamenta-se em um processo através dos quais microrganismos degradam contaminantes a simples produtos para obter energia necessária à sua sobrevivência. As pesquisas confirmam também que os compostos BTEX podem ser biodegradados sob condições aeróbias e anaeróbias. Os processos biológicos de tratamento de esgoto encontram-se atualmente bastante desenvolvidos, permitindo o tratamento de uma larga variedade de efluentes industriais e domésticos. Uma das maiores contribuições para essa evolução foi o desenvolvimento de processos que utilizam biofilmes suportados em materiais inertes particulados. O biofilme pode ser definido como sendo um conjunto de microrganismos e de produtos extracelular associados a uma superfície sólida. Nesses processos o substrato requerido para o consumo interno no biofilme é transportado pelo processo de difusão. Biorreatores com biofilme aderido apresentam como vantagens: maior concentração de biomassa retida com uma atividade metabólica mais elevada, maior eficiência na remoção de DBO, aplicação de maior carga orgânica; apresentam grande área de transferência de massa entre as fases, a não colmatação e instalações mais compactas. O biofilme por ser um ecossistema no qual coabitam muitas espécies de microrganismos sujeitas a interações, o que torna as culturas aderidas menos afetadas pelas condições ambientais tais como: temperatura, pH, concentração de nutrientes, produtos metabólicos e substâncias tóxicas (BRANDÃO, 2002; NARDI *et al.*, 2005; HSIEN & LIN, 2005). Diversos são os tipos de reatores que utilizam biomassa aderida: filtro biológico de percolação (*"trickling filters"*) e biofiltros ou filtros submersos, que são processos com suporte fixo; e os que apresentam suporte móvel: discos biológicos (*"rotating biological contactor"*) reatores de leito expandido, fluidizado e *"airlift"*. Um biorreator de leito fixo é um reator tubular com biomassa imobilizada a um suporte imóvel e é utilizado para o tratamento de águas residuárias. De acordo com Nardi *et al.* (2005), este reator apresenta um grande potencial para a aplicação em grande escala, pois é um

reator que permite a formação de uma grande massa de microrganismos aderidos, obtendo um contato biomassa-efluente adequado, reduzindo assim o tempo de retenção hidráulica para cargas orgânicas relativamente elevadas. Para que seja possível conhecer a concentração de um determinado substrato, é necessário que se tenham equações cinéticas apropriadas para prever a velocidade de reação em diferentes sistemas, que considerem as variáveis que afetam significativamente a velocidade de biodegradação (LARSON, 1980, citado em BRANDÃO, 2002). Informações sobre a cinética de biodegradação de um composto são importantes porque caracterizam o tempo de permanência deste no meio, permitem prever o nível provável em um tempo futuro e possibilitam avaliar se ele será eliminado em um determinado tempo ou distância sua descarga. Modelagem de reatores com biofilme tem sido realizada por vários autores. Os modelos cinéticos comumente utilizados para representar processos biológicos são: cinéticas 1^a e 0^a de ordem e de primeira ordem, cinética de reação instantânea, cinéticas de Monod e de Michaelis-Menten. As operações favoráveis para operar plantas industriais que visam à biodegradação de compostos químicos podem ser previstas através da modelagem e simulação numérica dos fenômenos envolvidos. O objetivo principal da modelagem matemática e simulação numérica, como ferramenta do desenvolvimento tecnológico de processos de biodegradação, é prever o comportamento dinâmico e estacionário do processo, inclusive em condições não testadas experimentalmente, possibilitando a determinação das condições operacionais economicamente ótimas do sistema, auxiliando no projeto de otimização em escala real, envolvendo a simulação do comportamento do sistema em diferentes condições de operação. Desta forma, cada vez mais esta ferramenta é utilizada, pois confere economia de investimento e de tempo. Para que a simulação numérica represente a realidade, os modelos matemáticos devem descrever adequadamente os fenômenos envolvidos no processo. Brandão *et al.* (2001) apresentaram um modelo que utiliza uma única equação para descrever a concentração de substrato em um biorreator com biofilme. Este modelo considera os diferentes mecanismos que controlam a transferência de massa, tais como: efeitos de dispersão, convecção e reação na fase líquida, difusão e reação dentro do biofilme. Este trabalho tem como objetivo a utilização do modelo matemático de uma única equação,

desenvolvido por Brandão (2002), para simular a biodegradação dos compostos benzeno, tolueno, etilbenzeno e o-xileno presentes em efluentes líquidos da Indústria Petroquímica, utilizando biofilmes. O modelo cinético utiliza a expressão de Michaelis Menten. Este trabalho também visa determinar através de procedimentos experimentais realizados em um biorreator em batelada agitado, utilizando carvão ativado como suporte para a biomassa, a cinética de degradação microbiológica de derivados petroquímicos (BTEX). Os parâmetros cinéticos obtidos experimentalmente são utilizados no modelo para simulação de uma coluna de biofilme em leito fixo, utilizando partículas de carvão, onde o efluente percola no sentido descendente pelos espaços vazios entre as partículas. A Equação que descreve o processo de transferência de massa ao longo do biorreator foi discretizada utilizando o método dos volumes finitos. A formulação explícita é utilizada. Com o objetivo de validar o programa desenvolvido fez-se uma comparação com resultados experimentais encontrados na literatura para o consumo do benzeno e tolueno.

Os maiores avanços na área de tratamento biológico de efluentes líquidos foram alcançados através de processos que utilizam biofilmes suportados em materiais inertes particulados que, através do processo de biodegradação, são capazes de degradar compostos tóxicos.

Estes processos com biofilme aderido apresentam como vantagens: maior concentração de biomassa retida com uma atividade metabólica mais elevada; aplicação de maior carga orgânica; apresentam grande área de transferência de massa entre as fases; instalações mais compactas; sistemas mais estáveis e possuem uma maior capacidade para tolerar poluentes recalcitrantes e tóxicos que os processos convencionais.

As operações favoráveis para operar plantas industriais que visam à biodegradação de compostos químicos podem ser preditas através da modelagem matemática e simulação numérica dos fenômenos envolvidos.

3.6.8. Tratamentos dos Efluentes

Na área de tratamento de efluentes domésticos e industriais, vários fatores têm levado pesquisadores buscarem novas tecnologias. Entre estes fatores, pode-se apontar: a busca de processos mais eficientes, atendimento

das exigências por parte dos órgãos ambientais, processos menos onerosos, unidades mais compactas que operem com maior flexibilidade e com bom desempenho na remoção dos compostos, menor custo de instalação e manutenção. Vários métodos de tratamento têm sido utilizados para melhorar o desempenho das estações de tratamento de águas residuárias, incluindo o uso de processos físicos, químicos e biológicos. A vantagem do tratamento biológico é que a mineralização promove a destruição permanente dos resíduos e elimina os riscos de futuras contaminações, aumentando o nível de aceitação por parte da opinião pública (PEDROZO *et al.*, 2002). Além disto, os processos biológicos podem ser combinados a outros processos para o aumento da eficiência global do tratamento.

3.6.9. Biodegradação

A biodegradação é definida como o processo que está relacionado à quebra ou degradação de compostos orgânicos através do metabolismo de microrganismos vivos. A biodegradação pode ser dividida em três categorias: (a) mineralização, onde os compostos químicos orgânicos são transformados a compostos químicos inorgânicos como dióxido de carbono, água e amônia; (b) biotransformação, onde os compostos químicos orgânicos são transformados em estruturas menores e (c) co-metabolismo, onde outro composto é metabolizado primeiramente ou simultaneamente a um composto específico (DALTON *et al.*, 1982).

A biodegradação de um substrato orgânico pode ser obtida por microrganismos que estão crescendo diretamente em função do substrato específico como única fonte de energia ou crescendo utilizando outro nutriente orgânico como fonte de carbono e energia (PEDROZO *et al.*, 2002). Segundo os autores, aproximadamente 25 espécies de microrganismos foram isoladas e são capazes de degradar os componentes do petróleo, sendo que mais de 70% pertencem ao gênero *Pseudomonas*. O restante pertence aos gêneros *Rhodococcus* e *Xanthomonas*.

A Figura 2.1. Apresenta o esquema simplificado da degradação aeróbia de uma substância orgânica por microrganismos.

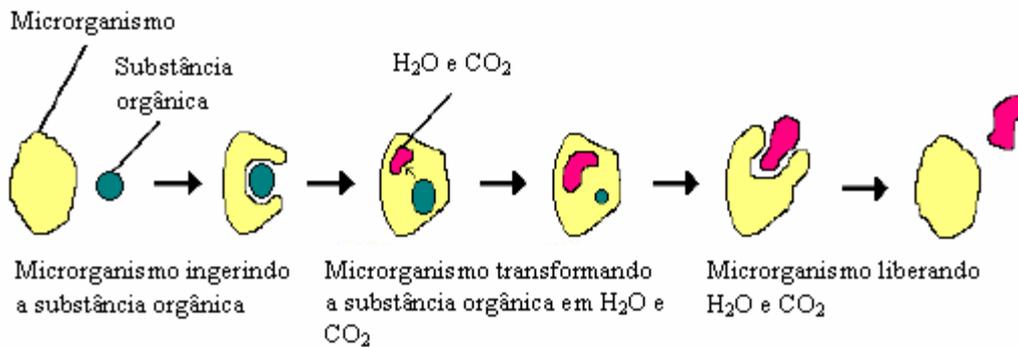


Figura 2.1 – Esquema da degradação de uma substância orgânica por um microrganismo (adaptado de EPA, 1996). A velocidade de biodegradação dos hidrocarbonetos depende de uma série de fatores. Pedrozo *et al.* (2002) destacam os principais fatores que afetam a velocidade de biodegradação:

- pH: o pH ideal para a biodegradação é próximo do neutro (6 a 8);
- Temperatura: conforme a temperatura se eleva, a atividade biológica tende a aumentar até a temperatura em que ocorre a desnaturação enzimática. A temperatura também influencia a biodegradação pelo efeito na natureza física e química dos componentes presentes nos efluentes. A temperatura ótima de biodegradação varia de 18°C a 30°C;
- Concentração de nutrientes: alguns dos macro e micronutrientes essenciais para manter o crescimento microbiano são: nitrogênio, fósforo, potássio, sódio, enxofre, cálcio, magnésio, ferro, manganês, zinco e cobre;
- Produtos gerados: a velocidade de biodegradação também é afetada pelo volume de produto liberado para o meio ambiente. Frankenberger (1992), citado por Pedrozo *et al.* (2002), relata que outros fatores inibidores incluem a formação de compostos

intermediários orgânicos tóxicos, como exemplo a degradação de hidrocarbonetos aromáticos, como o tolueno, pode resultar em intermediários como o ácido benzóico e compostos fenólicos, os quais em concentrações elevadas apresentam atividade biocida;

- Teor de oxigênio: dois dos ciclos biogeoquímicos desempenham importante papel na remoção de matéria orgânica: o aeróbio, no qual os microrganismos utilizam oxigênio comoceptor final de elétrons para realizar a decomposição da matéria orgânica e o anaeróbio, no qual o oxigênio não está presente.

3.6.10. Processos Aeróbios

Os processos aeróbios de tratamento de efluentes são conduzidos por comunidades microbianas heterogêneas, que estabelecem complexas interações ecológicas.

A biomassa é constituída de diversas espécies microbianas, incluindo predominantemente bactérias, fungos e protozoários. A respiração aeróbia se baseia na presença de um doador de elétrons, no caso, a matéria orgânica poluente e, de um receptor final de elétrons, o oxigênio. A grande diferença de potencial de oxi-redução entre o receptor e o doador de elétrons permite que as moléculas orgânicas sejam oxidadas a CO₂ com grande produção de ATP (Adenosina trifosfato); dessa disponibilidade energética decorre acentuado crescimento microbiano no processo aeróbio (PEDROZO *et al.*, 2002).

No tratamento biológico aeróbio, os microrganismos, mediante processos oxidativos, degradam as substâncias orgânicas, que são assimiladas como "alimento" e fonte de energia. A remoção da poluição dos compostos de carbono, no tratamento aeróbio, emprega uma microflora altamente heterogênea (biomassa), que metaboliza as substâncias orgânicas, levando a produtos de metabolismo, ao CO₂ e H₂O (MELLO *et al.*, 2006). As condições operacionais para o tratamento aeróbio, segundo Pedrozo *et al.* (2002), são:

- $6 < \text{pH} < 8$
- $10^{\circ}\text{C} < T < 40^{\circ}\text{C}$
- $0,5 \text{ mg/L} < \text{O}_2 \text{ dissolvido}$ (normalmente fixa-se em 2,0)
- Nutrientes: DBO₅/N/P = 100/5/1

- Micronutrientes: Fe, Mn, Cu, Zn, etc. Os compostos BTEX podem ser degradados aerobicamente. Dependendo da atividade microbiana, o tolueno, por exemplo, é degradado com um tempo de meia-vida entre 1 e 20 dias (ALVAREZ & VOGEL, 1995). A degradação aeróbica do tolueno pode ser representada pela seguinte estequiometria: $C_7H_8 + 9O_2 \rightarrow 7CO_2 + 4H_2O$ (2.1) Portanto, para que todo o tolueno seja mineralizado, são requeridos em torno de 3 mg/L de oxigênio para cada mg/L do composto (ALVAREZ & VOGEL, 1995).

3.6.11. Biofilmes

A formação de biofilmes é um fenômeno natural, através dos quais microrganismos aderem a superfícies sólidas toda a vez que estas estiverem em contato com a água. Os biofilmes desempenham um papel importante na natureza e em processos tecnológicos. Do ponto de vista do interesse do homem, podem ser benéficos ou prejudiciais. Como exemplo de biofilmes benéficos, pode-se citar aqueles que são utilizados e biotecnologia ambiental com grande sucesso no tratamento de efluentes, removendo poluentes orgânicos e inorgânicos de águas contaminadas; na tecnologia de enzimas; fermentações; produção de antibióticos. Como exemplo de não benéficos, pode-se citar a deterioração das superfícies e/ou ambiente circundante; nas ciências médicas, ocasionam grande número de problemas de saúde, tais como infecções em tecidos, infecções do trato urinário, infecções e consequente rejeição de próteses, entre outras (COSTERTON *et al.*, 1995).

Na indústria, além de originar problemas de higiene, a acumulação de biofilmes pode provocar perdas de eficiência em trocadores de calor, perda de carga nas tubulações e aceleração da deterioração dos materiais (BRANDÃO, 2002). Costerton *et al.* (1995) definiram biofilme como sendo uma população de bactérias aderidas umas às outras ou a uma superfície ou interface. Incluem-se nesta definição agregados ou flocos microbianos e populações aderidas a meios suportes.

De acordo com Xavier *et al.* (2003), biofilmes são definidos como comunidades de microrganismos imobilizados conjuntamente numa matriz de substâncias poliméricas extracelulares de origem microbiana; representam a

parte majoritária de toda a vida microbiana, tanto em quantidade como em termos de atividade.

Um biofilme forma-se em qualquer superfície sólida em contato com água não esterilizada. Os biofilmes são tipicamente constituídos por água, microrganismos, substâncias poliméricas extracelulares (EPS), partículas retidas e substâncias dissolvidas e adsorvidas. A água é a fração mais significativa da massa total do biofilme, podendo variar entre 70 a 95% da massa total do biofilme. Costa (1989), citado em Brandão (2002) apresenta que o biofilme é composto por $91\pm 5\%$ de água, $2,5\pm 0,5\%$ de matéria volátil e de $6,7\pm 4,8\%$ de materiais não voláteis. Segundo Xavier *et al.* (2003), as substâncias poliméricas representam cerca de 70 a 95% da matéria orgânica da massa seca do biofilme.

A formação e acumulação de biofilmes em superfícies acontecem em meios aquosos e resulta de processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem simultaneamente.

Na Figura 2.2 estão esquematizadas as diferentes etapas de formação de biofilme. Xavier *et al.* (2003) apresentam os principais processos envolvidos na formação de um biofilme sobre uma superfície sólida em contato com um meio aquoso:

- Transporte de células livres do meio líquido para uma superfície sólida e sua subsequente fixação;
- Crescimento e divisão de células fixas devido ao consumo dos nutrientes provenientes do líquido circundante, conjuntamente com a produção e excreção de EPS;
- Fixação de células bacterianas flutuantes (e outras partículas), contribuindo para a acumulação do biofilme;
- Liberação de material celular segundo dois mecanismos diferentes: (a) erosão (perda de células individuais) ou (b) perda de agregados maiores.

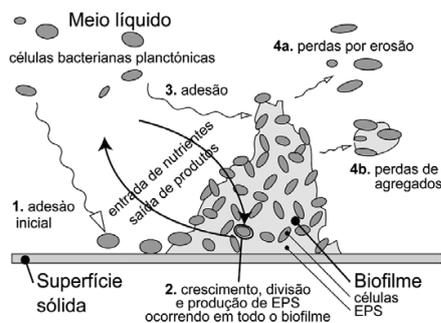


Figura 2.2 – Processos envolvidos na formação de biofilmes (XAVIER *et al.*, 2003).

Assim, o modo de desenvolvimento em biofilme proporciona, aos microrganismos que o constituem, importantes benefícios, tais como (MITTELMAN, 1998):

- aumento da concentração de nutrientes nas interfaces líquido-biofilme, uma vez que a matriz polimérica favorece a adsorção de moléculas de nutrientes;
- proteção contra fatores ambientais agressivos, como flutuações de pH, concentrações de sais e metais pesados, desidratação, forças de tensão de corte, substâncias químicas agressivas, bactericidas, antibióticos e predadores;
- possibilidade de troca de material genético devido aos longos tempos de retenção dos microrganismos;
- facilidade de desenvolvimento de micro-consórcios que permitem o estabelecimento de relações de simbiose, bem como a utilização de substratos de difícil degradação;
- capacidade de estabelecer e colonizar nichos ecológicos.

A adesão de microrganismos a superfícies depende das propriedades superficiais dos suportes de adesão e dos microrganismos envolvidos na adesão (carga superficial e hidrofobicidade), das propriedades microbiológicas dos microrganismos (exopolímeros ou estruturas extracelulares) e das propriedades do meio aquoso (presença de substâncias que podem condicionar as superfícies, pH, temperatura, velocidade de escoamento, tempo de exposição, concentração de microrganismos, tensão superficial e força iônica do meio (BERGAMASCO, 1996; BRANDÃO, 2002; XAVIER *et al.*, 2003).

Fatores como densidade, rugosidade, porosidade, tamanho dos poros e forma da superfície também afetam a estrutura do biofilme e a velocidade de colonização microbiana no suporte (BERGAMASCO, 1996; ORTEGA *et al.*, 2001; VAN LOOSDRECHT *et al.*, 1995, citado em BRANDÃO, 2002). A porosidade da superfície sólida contribui para o aumento da adesão devido à maior área superficial disponível (XAVIER *et al.*, 2003). Van Loosdrecht *et al.* (1995), citado por Brandão (2002), consideram a rugosidade o mais importante, porque ela aumenta a superfície de fixação e protege do desprendimento provocado por cisalhamento, de modo a manter os microrganismos na superfície o tempo necessário para ocorrer a adesão irreversível, possibilitando a formação do biofilme. Ortega *et al.* (2001) avaliaram a potencialidade de materiais cerâmicos porosos em imobilizar biomassa anaeróbia para tratamento de efluentes. Outros seis suportes foram analisados: argila expandida, borracha de etileno e borracha de propileno, espuma de poliuretano, e espumas cerâmicas de alumina e de caulinita. Os autores concluíram que a porosidade e o tipo do poro afetam sensivelmente o desenvolvimento da colonização.

Materiais com poros fechados foram colonizados apenas na superfície, enquanto que os materiais de poros abertos e interconectados foram colonizados também no seu interior. Notaram que, nos suportes cerâmicos, os biofilmes formados eram mais densos e apresentaram grande diversidade microbiana, favorecendo o processo de degradação anaeróbia, e apresentaram maior taxa de colonização. Segundo os autores, a utilização de suportes capazes de imobilizar a biomassa ativa permite aumentar o tempo médio de permanência desta no interior dos reatores, favorecendo o regime de operação contínua e proporcionando sistemas mais estáveis, controláveis e com elevada eficiência de degradação.

De acordo com Bergamasco (1996) e Ortega *et al.* (2001), a forte adesão de alguns microrganismos à superfície da matriz-suporte deve-se provavelmente às forças de van der Waals e à interação entre a dupla camada elétrica das células e a superfície interna do meio suporte. Além destas, forças de caráter coloidal (hidrofóbicas/hidrofílicas) e ligações iônicas podem resultar em interações atrativas.

A biomassa de uma população bacteriana tem sido reconhecida como um importante parâmetro em relação à ecologia microbiana, cinéticas e estimativas de taxas respiratórias ou energéticas.

A contagem destes microrganismos é frequentemente requerida quando se deseja estimar a produtividade de um sistema, a produção da biomassa ou o potencial de utilização do substrato. Uma técnica que está sendo muito utilizado na contagem da biomassa é a quantificação de proteínas. Existem vários métodos para quantificação de proteínas: método do Biureto, método *Bradford*, método *BCA* (método usando ácido bicinconínico) e o método de *Lowry*. No geral, os métodos de determinação de concentração de proteínas baseiam-se em métodos calorimétricos, ou seja, a concentração de proteína é estimada através da leitura espectrofotométrica de um produto corado.

O método de *Bradford* baseia-se no fato de, em condições ácidas, o pico de absorção do azul de Coomassie G-250 passar de $\lambda=465$ nm para $\lambda=595$ nm quando este corante se liga tanto a grupos hidrófobos como iônicos dos resíduos de aminoácidos das cadeias polipeptídicas (BRADFORD, 1976). Por outro lado, o método *BCA* baseia-se no fato de, em condições alcalinas, o Cu(II) ser reduzido a Cu(I) em presença das cadeias polipeptídicas e de ácido bicinconínico (*BCA*, de *bicinchoninic acid*). O método do Biureto corresponde à reação das ligações peptídicas com o íon Cu^{2+} em condições alcalinas. *Lowry et al.* (1951) melhoraram o método do Biureto, adicionando uma segunda reação: a reação do reagente de Folin- Ciocalteau, o qual contém, na sua composição, ácido molibdato-tungstênico. Este complexo iônico é reduzido pelas cadeias polipeptídicas contendo resíduos de triptofano e tirosina, dando lugar à formação de um produto corado e cuja concentração pode ser estimada espectrofotometricamente a um comprimento de onda (λ) igual a 750 nm. *Herzberg et al.* (2005) avaliaram a atividade biológica de biofilmes aderidos em partículas de carvão ativado e não ativado em reatores de leite fluidizado.

A concentração de proteínas foi determinada pelo Método de Bradford, para quantificar a biomassa presente nas partículas de carvão. *Bertin et al.* (2004) investigaram o desempenho e as características microbiológicas de um reator de leite fixo usado para tratar efluente de uma fábrica de azeitonas. O suporte utilizado para imobilizar a biomassa foi partículas de carvão ativado. Quantificaram a biomassa através do Método de Lowry. *Bergamasco* (1996)

estudou três tipos suportes poliméricos na adesão microbiana, para tratamento aeróbio de efluente sintético em um reator de leito fluidizado trifásico.

Os suportes passaram por um tratamento ácido para melhorar a adesão microbiana e o desempenho do processo de tratamento biológico. Para quantificar a biomassa presente no suporte, foi utilizado o Método de Lowry. Bertin *et al.* (2004) e Bergamasco (1996) realizaram a extração da proteína do biofilme com hidróxido de sódio para posteriormente quantificá-la.

Sistemas aeróbios com biofilme dividem-se em filtro biológico de baixa carga, filtro biológico de alta carga e biodisco.

- Filtro Biológico de Baixa Carga a DBO é estabilizada por bactérias que crescem aderidas a um meio suporte (comumente pedras). O esgoto é aplicado na superfície do tanque através de distribuidores rotativos. O líquido o percola pelo tanque saindo pelo fundo, ao passo que a matéria orgânica fica mantida pelas bactérias. Os espaços livres são vazios, o que permite a circulação de ar. No sistema de baixa carga, há pouca disponibilidade de DBO para as bactérias, o que faz com que as mesmas sofram autodigestão, saindo estabilizadas do sistema. As placas de bactérias que se desempregam das pedras são removidas no decantador secundário. O sistema precisa de decantação primária;



Fig. 2.19. Fluxograma típico de um filtro biológico de baixa carga

- Filtro Biológico de Alta Carga é similar ao sistema anterior, com a diferença de que a carga de DBO aplicada é maior. As bactérias (lodo excedente) necessitam de estabilização no tratamento do lodo. O efluente do

decantador secundário é recirculado para o filtro, de forma a diluir o afluente e garantir uma carga hidráulica homogênea.

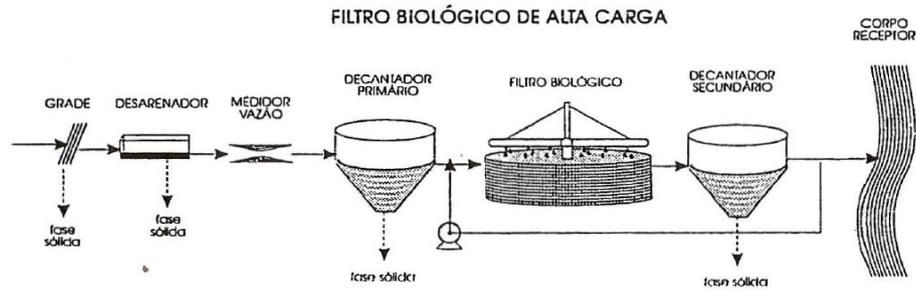


Fig. 2.20. Fluxograma típico de um filtro biológico de alta carga

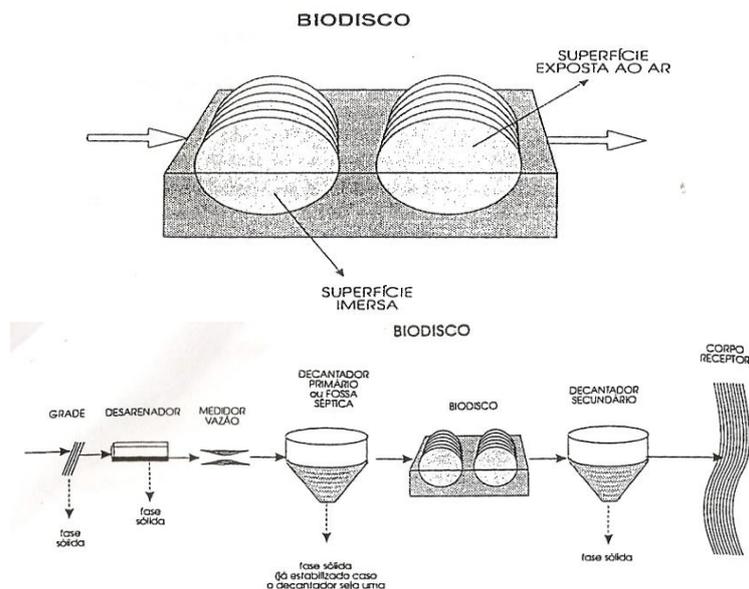


Fig. 2.22. Fluxograma típico de um sistema de biodisco

➤ Os biodiscos não são filtros biológicos, mas apresentam a similaridade de que a biomassa cresce aderida a um meio suporte. Este meio é provido de disco que giram, ora expondo a superfície ao líquido, ora ao ar.

3.6.12. Lagoas de estabilização

São grandes reservatórios rasos, delimitados por diques ou taludes de corte. Nelas o correm processos naturais sob condições parcialmente controladas, havendo uma redução da matéria orgânica inicial.

3.6.13. Tratamento anaeróbio

3.6.14. Sistema Fossa-séptica – Filtro Anaeróbio

Tem sido amplamente utilizado no meio rural e em comunidades de pequeno porte. A fossa séptica remove a maior parte dos sólidos em suspensão, que sedimentam e sofrem digestão anaeróbia no fundo do tanque. A DBO é estabilizada em um meio suporte (usualmente pedras).

Algumas características do filtro anaeróbio:

- O fluxo é ascendente;
- O filtro trabalha submerso;
- A unidade é fechada;
- A carga de DBO é elevada.

A produção de lodo nos sistemas anaeróbios é bem baixa. O lodo sai estabilizado, podendo ser dirigido diretamente para um leito de secagem (Von Sperling, 1996).

Vantagens:

- Boa adaptação a diferentes tipos e concentrações de esgotos;
- Boa resistência a variações de carga.

Desvantagens:

- Remoção de N e P insatisfatória;
- Geração de maus odores (pode ser controlado);
- Risco de entupimento;
- A DBO é estabilizada em um meio suporte.

3.6.15. Reator Anaeróbio de Manta de Lodo ou Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (UASB ou RAFA)

A biomassa cresce dispersa no meio e não aderida como no filtro biológico.

A própria biomassa, ao crescer, pode formar pequenos grânulos, correspondente à aglutinação de diversas bactérias. Esses pequenos grânulos, por sua vez, tendem a servir de meio suporte para outras bactérias (Von Sperling, 1996).

O fluxo do líquido é ascendente. A parte superior do reator é dividida em duas partes:

1) Zona de Sedimentação

Permite a saída do efluente clarificado e o retorno dos sólidos ao sistema, aumentando a concentração do reator.

2) Coleta de Gás

O gás é coletado na parte superior, e pode ser retirado para reaproveitamento ou queima.

Características:

- O fluxo é ascendente;
- A concentração da biomassa é bastante elevada;
- Formam-se os gases: metano e gás carbônico;
- A produção de lodo é bem baixa;
- Não há necessidade de decantação primária.

Vantagens:

- Satisfatória eficiência na remoção de DBO;
- Baixos requisitos de área;
- Baixos custos de implantação e operação;
- Estabilização do lodo no próprio reator.

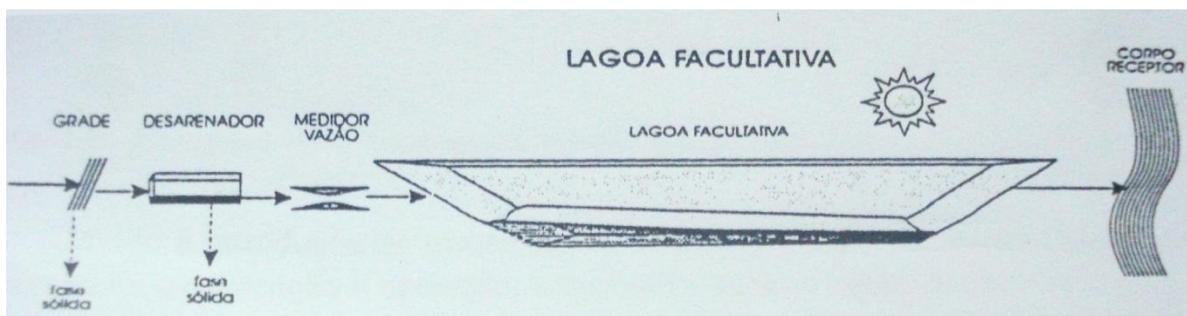
Desvantagens:

- Remoção de N e P insatisfatória;
- Usualmente necessita de pós-tratamento;
- Possibilidade de efluentes com aspecto desagradável.

3.6.17. Lagoas de estabilização

3.6.18. Lagoa Facultativa

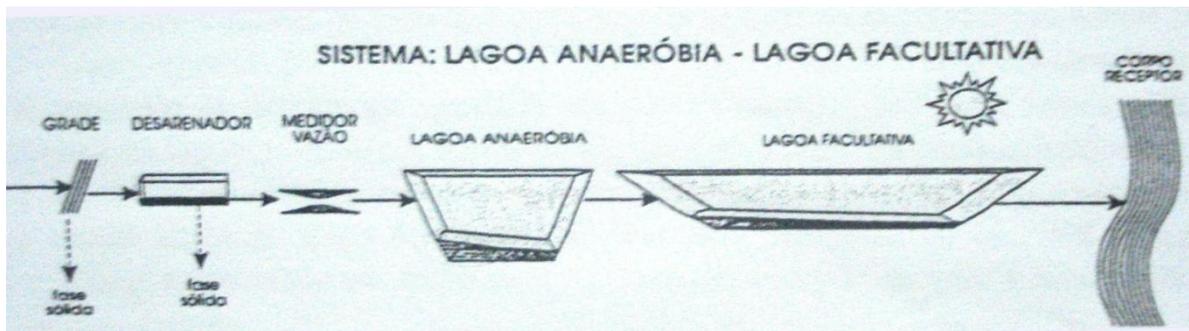
A DBO solúvel e finamente particulada é estabilizada aerobiamente por bactérias dispersas no meio líquido, ao passo que a DBO suspensa tende a sedimentar, sendo estabilizada anaerobiamente por bactérias no fundo da lagoa. O oxigênio requerido pelas bactérias aeróbias é fornecido pelas algas, através da fotossíntese. (ver figura 1)



1. Fluxograma típico de um sistema de lagoa facultativa

3.6.19. Lagoa anaeróbia-lagoa facultativa

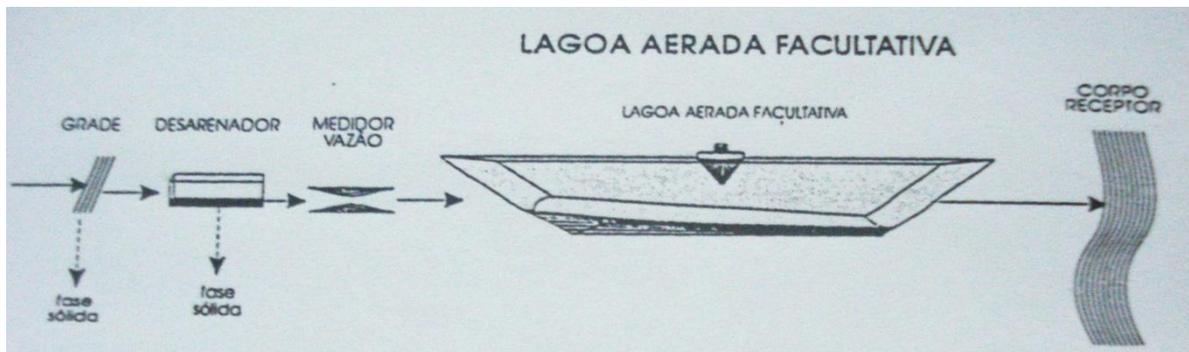
A DBO é em torno de 50% estabilizada na lagoa anaeróbia (mais profunda e com menor volume), enquanto a DBO remanescente é removida na lagoa facultativa. O sistema ocupa uma área inferior ao de uma lagoa facultativa única. (ver figura2).



2. Fluxograma típico de um sistema de lagoa anaeróbia – lagoa facultativa

3.6.20. Lagoa aerada facultativa

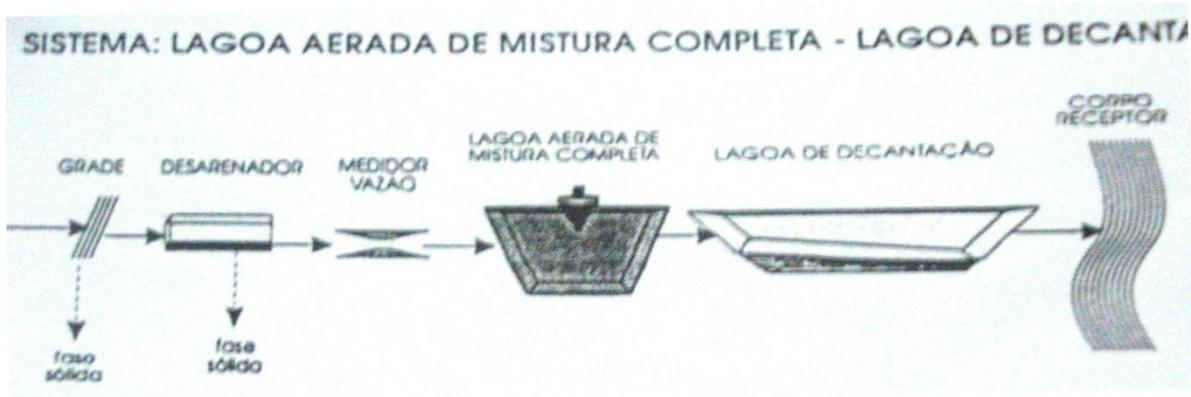
O mecanismo de remoção da DBO são similares aos de uma lagoa facultativa. No entanto, o oxigênio é fornecido por aeradores mecânicos, ao invés da fotossíntese. Como a lagoa é também facultativa, uma grande parte dos sólidos do esgoto e da biomassa sedimenta, sendo decomposta anaerobiamente no fundo.



3. Fluxograma típico de um sistema de lagoa aerada facultativa

3.6.21. Lagoa aerada de mistura completa – lagoa de decantação

A energia introduzida por unidade de volume da lagoa é elevada, o que faz com que os sólidos (principalmente a biomassa) permaneçam dispersos no meio líquido, ou em mistura completa. A decorrente maior concentração de bactéria no meio líquido aumenta a eficiência do sistema na remoção da DBO, o que permite que a lagoa tenha um volume inferior ao de uma lagoa aerada facultativa. No entanto, o efluente contém elevados teores de sólidos (bactérias), que necessitam ser removidos antes do lançamento no corpo receptor. A lagoa de decantação a jusante proporciona condições para essa remoção. O lodo da lagoa de decantação deve ser removido em períodos de poucos anos. (ver figura 4).



4. Fluxograma típico de um sistema de lagoa de mistura completa – lagoa de decantação

3.6.22. Sistema de Disposição no Solo

Embora seja mais comum dispor os esgotos e efluentes nos corpos d'água, a disposição no solo é uma alternativa que foi e ainda é empregada de forma muito intensa. Neste caso, dependendo da carga orgânica lançada, o ambiente pode ter condições de receber e decompor os compostos em níveis que não causem danos ao ecossistema local e circunvizinho.

Isto porque alguns processos naturais têm condições de promover o tratamento dos esgotos desde que não ocorra sobrecarga e que haja boas condições ambientais que permitam a evolução, reprodução e crescimento de organismos que decompõem e estabilizam a matéria orgânica.

Os destinos possíveis dos poluentes são:

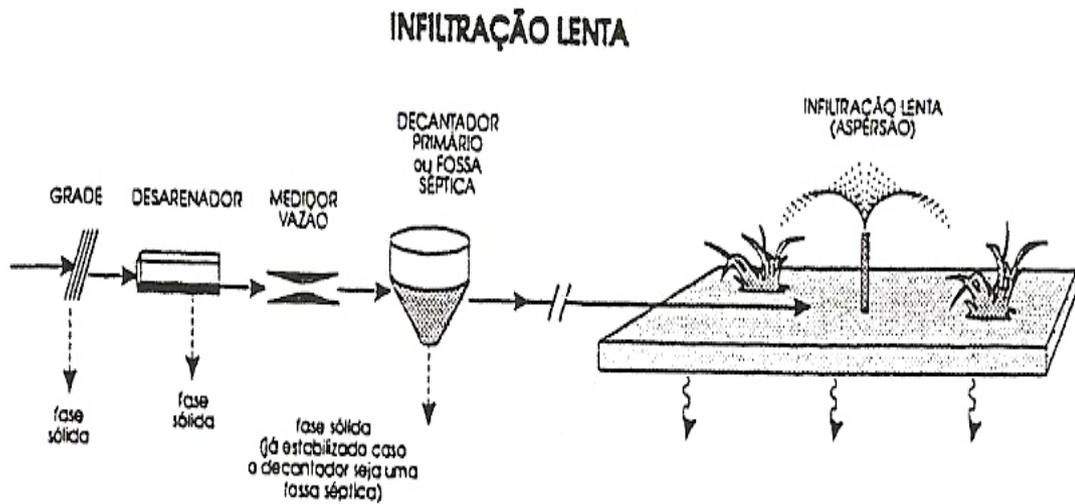
- Retenção na matriz do solo;
- Retenção pelas plantas;
- Aparecimento de água subterrânea.

Os tipos de aplicação no solo.

- Irrigação (infiltração lenta);
- Infiltração rápida;
- Infiltração subsuperficial;
- Aplicação com escoamento superficial.

Irrigação (infiltração lenta);

Na irrigação, os esgotos são aplicados no solo para fornecer a água e os nutrientes necessários para aumentar o crescimento das plantas. Algum líquido pode ser perdido por evaporação ou percolado além do alcance das raízes das plantas, mas a maior parte é incorporada ao tecido vegetal ou transpirada para a atmosfera.

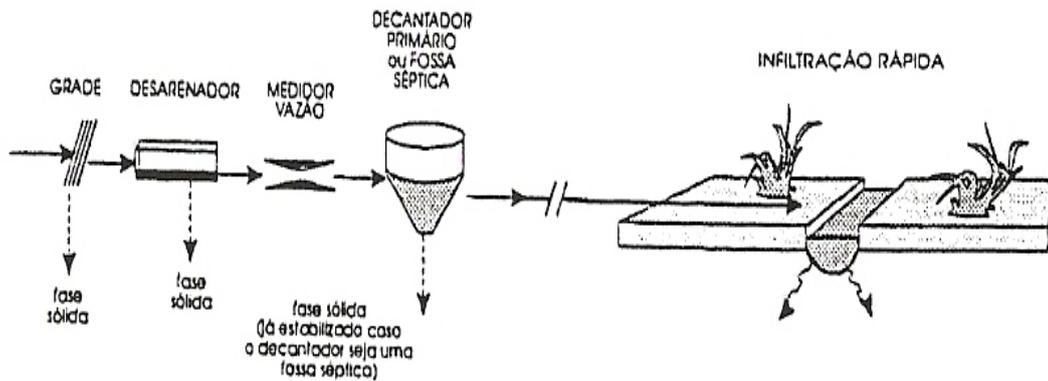


Infiltração rápida;

Na infiltração rápida, os esgotos são dispostos em bacias construídas em terra, rasas e sem revestimento. O líquido passa através do fundo poroso e percola em direção à água subterrânea.

A aplicação é feita de forma intermitente, de forma a permitir um período de descanso para o solo.

INFILTRAÇÃO RÁPIDA

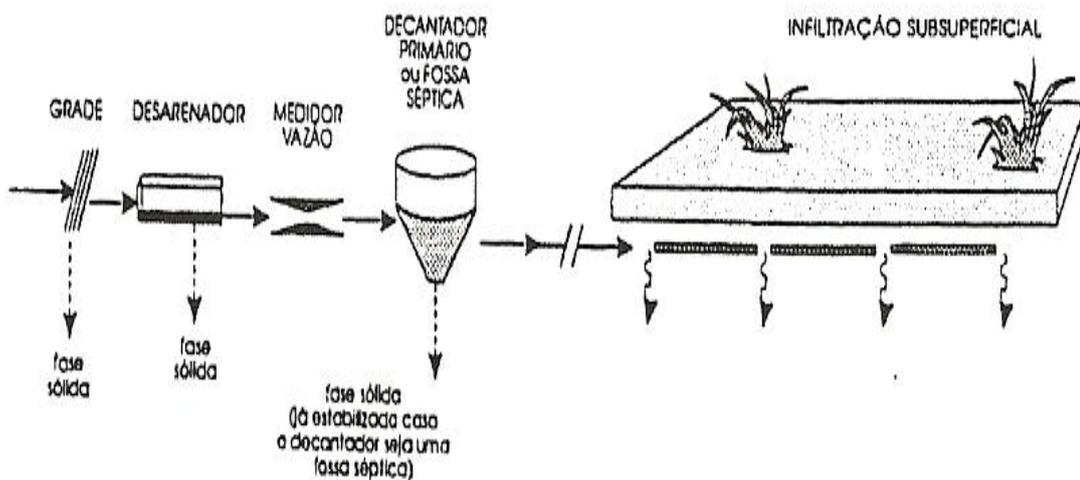


Infiltração subsuperficial;

Nos sistemas de infiltração subsuperficial, o esgoto pré-tratado em escavações enterradas, preenchidas com um meio poroso. O meio de enchimento mantém a estrutura da escavação, permite o livre fluxo dos esgotos e proporciona o armazenamento dos mesmos durante vazões de pico.

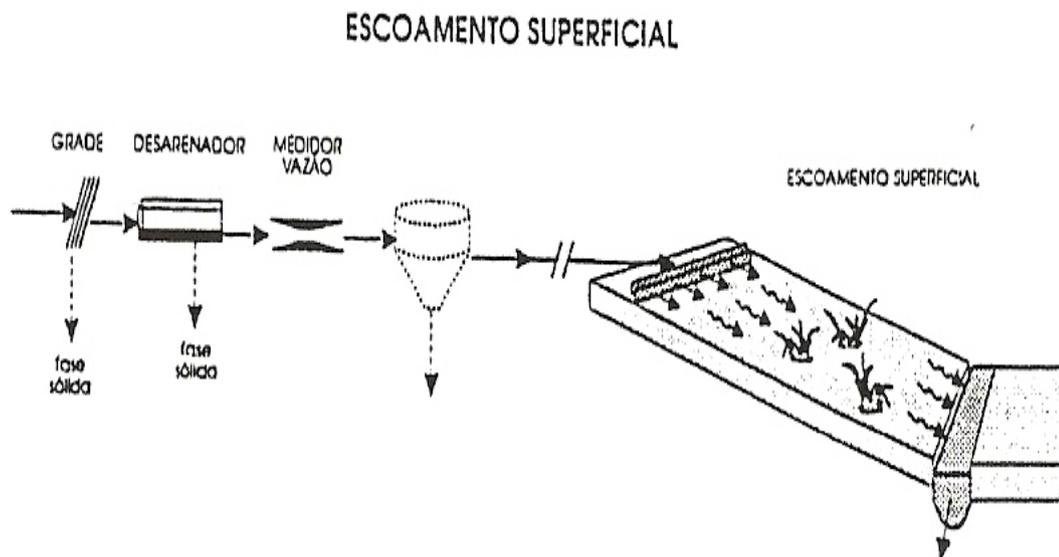
O esgoto penetra no solo, onde ocorre o tratamento complementar. Ao final, os esgotos tratados juntam-se água subterrânea local, fluindo com a mesma.

INFILTRAÇÃO SUBSUPERFICIAL



Aplicação com escoamento superficial.

O esgotos são distribuídos ao longo da faixa de terrenos com uma certa declividade, através do qual escoam, até serem coletados por valas na parte inferior. Os terrenos utilizados possuem normalmente uma baixa permeabilidade.



Processamento do lodo.

Os fluxogramas dos sistemas de tratamento do lodo possibilitam diversas combinações de operações e processos unitários, compondo distintas sequências. As principais etapas do tratamento, com os respectivos objetivos, são:

- Adensamento: remoção de unidade (redução de volume);
- Estabilização: remoção da matéria orgânica (redução de sólidos voláteis);
- Condicionamento: preparação para a desidratação (principalmente mecânica);
- Desidratação: remoção de unidade (redução de volume);
- Disposição final: destinação final dos subprodutos.

3.6.23. Irrigação

Algumas empresas utilizam em sulcos ou por aspersão, sendo ótimo para a cultura, porem gera odores e moscas. Não utilizar águas contaminadas, provenientes de valões de esgoto e lagoas poluídas, na irrigação dos vegetais (Manual de Saneamento, 1999).

3.6.24. Exportação de despejos

Poderá ser usado como complementação na alimentação de suínos.

3.6.25. Referências Bibliográficas

Sistemas Aeróbico

1. ALVAREZ, P. J. J.; VOGEL, T. M. Degradation of BTEX and their aerobic metabolites by indigenous microorganisms under nitrate reducing conditions. **Water Science Technology**, v. 31, p. 15-28, 1995.
2. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19th ed., Washington: APHA/AWWA/ WEF, 1995.
3. ANP, Agência Nacional do Petróleo. **Produção Nacional de Derivados**. Disponível em: <http://www.anp.gov.br/doc/dados_estatisticos>. Acesso em: 24 abr. 2006.
4. BERGAMASCO, R. **O uso de partículas poliméricas para adesão microbiana em tratamento biológico de resíduos**. Tese (Doutorado em Engenharia Química), Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 1996.
5. BERTIN, L.; COLAO, M. C.; RUZZI, M.; FAVA, F. Performance and microbial features of a granular activated carbon packed bed biofilm reactor capable of an efficient anaerobic digestion of olive mill wastewaters. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 48, p. 413-423, 2004.

6. BRADFORD, M. M. A Rapid and Sensitive Method for the Quantization of Microgram Quantities of Protein Utilizing the Principle of Protein - Dye Binding. **Analytical Biochemistry**, v. 72, p. 248-254, 1976.
7. BRANDÃO, H. L. **Transferência de massa no processo de biodegradação de efluentes líquidos em reatores com biofilme**. Tese (Doutorado em Engenharia Química), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.
8. BRANDÃO, H. L.; ULSON de SOUZA A. A.; GUELLI U. SOUZA, S. M. A. Simulação de um reator com biofilme para remoção de poluentes líquidos. **XXII Congresso Ibero-Latino Americano de Métodos Computacionais em Engenharia e II Congresso Brasileiro de Mecânica Computacional**. Anais em CD. Campinas, Brasil, 2001.
9. CAMPOS, J. C.; BORGES, R. M. H.; OLIVEIRA FILHO, A. M.; NÓBREGA, R.; SANT'ANNA JR., G. L. Oilfield wastewater treatment by combined microfiltration and biological processes. **Water Research**, v. 36, p. 95-104, 2002.
10. CHERNICHARO, C. A. L. Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 5, n. 1, p. 73-92, 2006.
11. CLICK MACAÉ, **O Refino – Passo a Passo**. Disponível em: <www.clickmacae.com.br/?sec=368&pag=pagina&cod=215>. Acesso em: 24 Abr. 2006.