

RESÍDUOS CONTAMINANTES NO SOLO: POSSIBILIDADES E CONSEQUÊNCIAS

DOI:10.19177/rgsa.v7e22018465-483

**Eduardo Lorensi de Souza¹, Fabiano Damasceno²,
Guilherme Karsten Schirmer³, Maiara Figueiredo Ramires¹¹,
Ramiro Pereira Bisognin¹², Robson Evaldo Gehlen Bohrer¹³,
Marlon de Castro Vasconcelos²¹, Julio Cesar Grasel Cezimbra²²**

RESUMO

Desde que o começou a praticar agricultura, o solo tem servido de base para o seu desenvolvimento. Com o aumento da população e o surgimento da industrialização surgiram os resíduos ou rejeitos produzidos pelos mesmos, tendo o solo um dos destinos finais destes contaminantes. Como o solo é um sistema aberto, composto por sólidos, líquidos e gases, possui mecanismos de retenção de água e nutrientes e é reativo, apresentando papel fundamental no descarte desses resíduos. Várias são as formas de resíduos produzidos pela atividade humana, onde cada uma tem peculiaridades diferentes desde sua composição até a sua forma de descarte. Estudos sobre cada rejeito, bem como o seu comportamento no solo, são necessários para que este tipo de poluição seja mitigado. Assim, esta revisão bibliográfica tem como objetivos caracterizar os principais poluentes do solo, bem como demonstrar seu comportamento e problemas no solo e apresentar algumas formas de mitigação.

Palavras-chave: Resíduos contaminantes. Solo. Biorremediação.

¹ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo. Professor Adjunto. UERGS. E-mail: elorensi@yahoo.com.br

² Biólogo, Mestre em Ciência do Solo. IFFAR. E-mail: damascenofabiano@yahoo.com.br

³ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo. Professor. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sul Rio Grandense. E-mail: guilherme.schirmer@camaqua.ifsul.edu.br

¹¹ Tecnóloga em Agropecuária Integrada. Mestre em Ciência do Solo. UFSM. E-mail: maiara_agroin13@yahoo.com.br

¹² Engenheiro Ambiental, Mestre em Tecnologia Ambiental, Professor. UERGS. E-mail: ramiro-bisognin@uergs.edu.br

¹³ Engenheiro Ambiental, Mestre em Tecnologia Ambiental, Professor. UERGS. E-mail: robson-bohrer@uergs.edu.br

²¹ Biólogo, Doutor em Ecologia, Professor Adjunto. UERGS. E-mail: marlon-vasconcelos@uergs.edu.br

²² Acadêmico de Agronomia. UERGS. E-mail: juliocezzimbra@yahoo.com.br

1 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas naturais possuem resistência ou até mesmo elasticidade a perturbações, porém, perturbações crônicas ou continuadas, como o lançamento de substâncias químicas industriais para o ambiente, acabam destruindo esta adaptação natural, a não ser que sejam reduzidos, isolados ou contidos de alguma forma, caso contrário, tais substâncias são potencialmente nocivas e poderão ser um fator limitante para a humanidade (ODUM, 1988).

Há muito tempo, o solo é considerado como um elemento essencial à sobrevivência do homem, sendo sua importância e estudo reconhecidos desde quando o homem passou a usar a terra para produzir o seu alimento. O desenvolvimento da agricultura e da industrialização com o passar dos anos têm gerado uma grande quantidade de poluentes, em que o destino final pode ser o solo. Vários são os tipos de produtos que podem chegar até o solo, sendo eles, resíduos industriais, domésticos ou produtos da combustão, poluição pela agricultura que contribui com a entrada de agrotóxicos e fertilizantes, uso de materiais reciclados, como lodos de esgotos e resíduos resultantes do tratamento de processos industriais (SILVA & FAY, 2004).

Dessa forma, o solo apresenta um papel fundamental na inertização de resíduos provenientes de descartes urbanos e industriais, sendo que suas propriedades físicas químicas e biológicas capacitam, em maior ou menor grau, a retenção e degradação dos compostos tóxicos, evitando a sua liberação para rios, lagos e para o lençol freático (AZEVEDO & DALMOLIN, 2004).

A preocupação crescente com a poluição do meio ambiente, mais especificamente a poluição dos solos, remete a diversos estudos relacionados a essa abordagem. As pesquisas nesta área justificam-se pela grande necessidade de remediar esse problema criado pela sociedade moderna, a fim de garantir a manutenção de um ambiente saudável (FERREIRA, 2014).

O objetivo desta revisão bibliográfica é apresentar o problema da poluição do solo, bem como seus tipos, comportamento no solo, problemas e algumas formas de amenizá-los, evidenciando a importância desta problemática para a sociedade.

2 CONTAMINANTES EM SOLOS

Com a evolução das sociedades humanas, novas funções foram exigidas do solo, sendo algumas relacionadas à agricultura e outras ao crescimento da população nos grandes centros urbanos. A busca por aumentos de produtividade, tanto em culturas quanto em criações, gerou a necessidade de novas tecnologias para manter as culturas e as criações com produtividade satisfatória. No entanto, junto com as tecnologias surgiram ferramentas que são utilizadas, como a aplicação de produtos para manter as culturas saudáveis e o acúmulo de dejetos e resíduos de animais, atividades essas que geram uma enorme quantidade de materiais que precisam ser descartados, além de produtos que são utilizados nas lavouras e podem atingir o solo. Dentre estes poluentes podem ser citados os produtos químicos usados para melhorar a fertilidade do solo ou para controle de animais e plantas. Destacam-se os sais que podem ser fornecidos através de água de irrigação, os produtos tóxicos e agentes patogênicos que podem ter origem nos resíduos urbanos e industriais. Estes produtos oriundos das atividades humanas, agrícolas e industriais possuem potencial de contaminação do solo e dos lençóis freáticos, podendo ser separados de uma forma geral como agroquímicos (herbicidas, inseticidas, fungicidas, etc.); fertilizantes agrícolas (adubos sólidos, adubos foliares, dejetos de animais, etc.); efluentes sanitários e industriais; resíduos sólidos urbanos e industriais, entre outros.

O Brasil é o maior consumidor de agrotóxicos na América Latina (NICHOLLS & ALTIERI, 1997; ARAÚJO & OLIVEIRA, 2017), no entanto, existem poucos dados adicionais sobre a carga desses produtos em águas superficiais e no solo. Segundo Silva et al. (2004), o termo agrotóxico é utilizado em amplo sentido, e qualquer composto que seja manufaturado para ser utilizado na agricultura, visando prevenir ou reduzir o efeito adverso de pragas e doenças, está qualificado dentro dessa definição. Os principais produtos dentro desse ramo com possível potencial poluidor são compostos orgânicos sintéticos com baixo peso molecular, geralmente com baixa solubilidade em água e alta atividade biológica. O termo inclui todos os inseticidas, fungicidas, herbicidas, fumigantes e outros compostos orgânicos, ou, ainda, alguma substância destinada para uso, como regulador de crescimento, desfoliante ou dissecante (SITTIG, 1980; RIBEIRO & PEREIRA, 2016). Os pesticidas são aplicados geralmente sobre as plantas, ou diretamente sobre o solo ou sementes. Seus efeitos vão além do organismo alvo (praga, patógeno), podendo

causar interferências nas plantas, na biota da parte aérea das plantas e no solo.

Entre os compostos agroquímicos, destacam-se moléculas como o enxofre, arsênio, inseticidas como a rotenona, piretrum, além do mercúrio e de cobre, que apresentam alto potencial de contaminação. Posteriormente, foram introduzidos novos materiais inorgânicos como o arsenito de cobre impuro e o arsenato de cálcio, e mais adiante outros compostos orgânicos menos perigosos como o alcatrão e óleo de petróleo. A introdução dos ditiocarbamatos em 1934 representa o início da era moderna dos agrotóxicos orgânicos sintéticos, sendo seguido pelo DDT, que passou a ser o inseticida mais utilizado. Com o sucesso do DDT, muitos inseticidas análogos, como o metoxicloro, foram descobertos entre diferentes tipos de agroquímicos organoclorados. Os agroquímicos podem criar problemas ambientais, devido a sua persistência, toxicidade e bioacumulação, e ainda permanecer quimicamente ativos no solo por muitos anos, podendo ter efeitos negativos sobre a saúde humana (SILVA et al., 2004; FRANÇA et al., 2016).

Os fertilizantes podem ser um risco quando se trata de contaminações em solos, pois os mesmos quando utilizados de forma indiscriminada possuem um alto potencial poluidor. Pode existir também o caso de elementos como o fósforo, que em quantidades elevadas no solo, poderá ser carregado para as águas, ou de nitratos, que devido à sua alta solubilidade e baixa retenção nos constituintes do solo, poderá ser lixiviado e eutrofizar os mananciais hídricos (OLIVEIRA & SOUZA, 2015). Sua principal entrada no sistema solo - água é através de aplicações dos dejetos produzidos na criação de suínos, bovinos e aves. O lançamento dos dejetos no ambiente, em muitos casos, ocorre sem o tratamento adequado (COSTA & DORDIO, 2007), o que contribui significativamente para contaminação do solo e dos recursos hídricos (superficiais e subterrâneos) (FARRÉ et al., 2012).

Os adubos que são utilizados na agricultura podem ser compostos por diversos elementos com potencial poluidor, dentre eles, metais pesados como cobre, cádmio, zinco, manganês, entre outros. Segundo Fernandes et al. (2007), os metais pesados estão naturalmente presentes na constituição de solos e rochas, mas têm se apresentado cada vez mais próximos da cadeia alimentar dos animais, em especial na cadeia alimentar do homem. No solo, a elevação dos teores de metais pesados vem sendo associada à aplicação de corretivos e adubos agrícolas, utilização de água de irrigação contaminada ou de produtos como lodo de esgoto, compostos de lixo urbano e resíduos diversos de indústria ou mineração. Uma vez

no solo, esses elementos podem, ainda, em determinadas circunstâncias, ser absorvidos pelas plantas, que fazem parte da cadeia alimentar humana ou animal.

Conforme Streck et al. (2008), os materiais derivados de atividades agrícolas e industriais tem potencial para serem aplicados ao solo. Esses materiais são considerados rejeitos quando não têm aproveitamento, ou possuem efeito negativo, mas são identificados como resíduos reaproveitáveis quando possuem efeito positivo no crescimento de plantas cultivadas, além de não causarem impactos ambientais. A aplicação desses materiais residuais em solos cultivados e florestados é uma alternativa aos elevados custos do seu descarte e armazenamento em aterros, bem como seu aproveitamento na reciclagem de nutrientes para o solo em substituição aos fertilizantes comerciais. Outros tipos de fontes de contaminação são os resíduos urbanos e industriais, que podem causar contaminação no solo, se forem manejados de maneira inadequada. Os depósitos de resíduos irregulares (lixões) possuem potencial elevado de poluição de solos e recursos hídricos, devido ao seu potencial de lixiviação e percolação, dissolvendo os contaminantes orgânicos e inorgânicos (AZEVEDO & DALMOLIN, 2004; ROCHA & AZEVEDO, 2015). Nem todos os resíduos aplicados ao solo podem ser usados na produção de alimentos. Existem resíduos industriais que quando aplicados ao solo poderão tornar as plantas estéreis. Dentre os resíduos que podem ser dispostos em solos destacam-se: resíduos orgânicos, pós-processo de compostagem, resíduos da indústria álcool-açucareira, alguns efluentes e lodos de estações de tratamento de efluentes após serem inertizados, pois possuem potencial de contaminação por meio dos patógenos e resíduos de indústria de alimentos.

Uma prática que vem se tornando comum nos meios canavieiros, por exemplo, é a disposição da vinhaça e da torta de filtro no solo. O uso de maneira adequada desses resíduos tem trazido benefícios, no entanto, existem alguns aspectos que devem ser levados em consideração quando da utilização inadequada desses resíduos como, por exemplo, a aplicação excessiva de torta de filtro que pode comprometer o aproveitamento do nitrogênio pelas plantas. Outro aspecto é que a vinhaça carrega consigo alto teor de potássio, que em grande quantidade no solo poderá trazer problemas de maturação para diversas culturas.

Outra prática é a disposição de esgoto no solo, que pode ser feito na forma líquida logo após tratamento simplificado ou pode ser disposto em forma de lodo, quando a fase sólida sofre uma separação de grande parte da fase líquida, conforme

Resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA nº.s 375 e 380 de 2006. Trabalhos experimentais têm mostrado que o uso do esgoto ou de seu lodo tem sido altamente satisfatório com relação ao cultivo de plantas (SANTOS et al., 2006; OLIVEIRA et al., 2013; BERTANI et al., 2014).

Um sério problema associado com a disposição de resíduos em solos de modo geral é o fato desses resíduos serem produzidos de forma contínua (FREITAS, 2015). Para a disposição de cada resíduo existem problemas específicos que devem ser levados em conta no planejamento feito para cada solo, local e cultura, do contrário a capacidade de suporte do solo será excedida e se comprometerá uma das mais importantes reservas de fonte de alimentos e de água da natureza.

2.1 Comportamento dos contaminantes no solo

2.1.1 Adsorção as partículas do solo

O solo é caracterizado por ser um sistema aberto, onde ocorrem perdas e ganhos de matéria e energia por meio das trocas constantes entre parte sólida e líquida, ou seja, partículas e solução do solo em busca de um equilíbrio. Neste “jogo” as moléculas e ou elementos contaminantes são participantes ativos em maior ou menor grau de poluição. Para Barrow (1999) sorção quer dizer a transferência de um material de uma fase líquida, como a solução do solo, para a fase sólida. Nesta definição nenhum mecanismo ou reação química é incluído, a palavra simplesmente descreve uma observação, então adsorção significa que o material sorvido está no lado de fora da partícula de solo.

Exemplos de contaminantes adsorvidos a partículas do solo são descritos na literatura, produtos de petróleo podem ficar retidos por sólidos do solo, por infiltração e retenção nos poros e por adsorção à superfície das partículas. Metais pesados ficam retidos ao solo na superfície das partículas minerais (KHAN & SCULLION, 2000), sendo a adsorção provavelmente a principal forma de sorção (MARTINS, 2005).

Pesticidas também são sorvidos as partículas do solo, relacionando-se diretamente com os processos de disponibilidade para a atividade do composto,

ataque microbiano, biodegradação, e inversamente com a possibilidade de lixiviação e contaminação de águas (ANDRÉA & LUCHINI, 2002; SILVA et al., 2012). Sistemas de cultivos também influenciam na maior ou menor adsorção de moléculas contaminantes (CORREIA et al., 2007). Para uso racional dos solos, exige-se o conhecimento de suas características e limitações (PEDRON et al., 2004), assim é necessário conhecer os atributos que determinam o potencial de seu uso, sua capacidade de absorver tal impacto permanecendo apto para ser utilizado na agricultura. Como exemplo, pode-se correlacionar a menor condutividade na superfície do sistema plantio direto ao maior tempo de contato da atrazina com o solo, o que favorece o processo de adsorção e redução das perdas por lixiviação. Também é importante conhecer a capacidade de adsorção destes contaminantes no solo, pois conforme constatado por Campos et al. (2007), que trabalharam com teor e capacidade máxima de adsorção de Arsênio em Latossolos brasileiros, este elemento, assim como outros, tem a adsorção, dessorção e a concentração controladas pelos atributos físicos, químicos e biológicos do solo, enquanto que nos atributos químicos, os fatores que influenciam as características de sorção são o pH da solução, a composição iônica e a força iônica (CAMPOS et al., 2006). Além destes, sofre influência do conteúdo inicial do metal, textura do solo, teores e tipos de argila, capacidade de troca de cátions (CTC) e teor de matéria orgânica do solo, que influenciarão as reações de adsorção/dessorção, entre outras (OLIVEIRA & MATTIAZZO, 2001).

2.1.2 Efeitos nos organismos do solo e degradação microbiológica

No sistema dinâmico que o solo está inserido, os organismos presentes nele sofrem e participam das oscilações causadas, seja por processos naturais, como água da chuva infiltrando e acumulando no perfil e processos de intemperismo, ou por processos antrópicos, como uso abusivo de agroquímicos, descarte de resíduos urbanos e industriais e dejetos animais. Os microrganismos que ocorrem naturalmente em uma determinada área podem ser utilizados na degradação de contaminantes ambientais de formas menos tóxicas (PEREIRA & FREITAS, 2012). Também podem ser utilizados microrganismos isolados de outro local, mas que

apresentem potencial de degradação, para inoculação em outras áreas contaminadas (VIDALI, 2001).

Inúmeros microrganismos como bactérias, leveduras e fungos filamentosos vêm sendo utilizados como agentes transformadores eficazes. Sua habilidade em degradar substâncias orgânicas é baseada no fato destes organismos utilizarem tais substâncias como única fonte de carbono e energia, assim os microrganismos se apresentam como poderosas alternativas aos métodos convencionais de tratamento e cada vez mais empregados na resolução de problemas de ordem ambiental (PACWA-PLOCINICZAK & PLAZA, 2016; MARCHAND et al., 2017). A aplicação de herbicidas, mesmo que os alvos não sejam estes organismos, pode afetar a fauna do solo (Vivian et al., 2006), exemplo disso foram constatados por Andréa et al. (2004) que trabalhando com minhocas verificaram bioacumulação de glifosato por estes organismos.

No trabalho de Saul et al. (2005) obtiveram-se resultados que demonstram claramente que a contaminação do solo por hidrocarbonetos resultou em grandes mudanças na diversidade bacteriana. Diferentes solos contaminados por óleo diesel, não respondem de maneira similar ao impacto, sendo assim, a ação na biomassa microbiana e conseqüentemente biodegradação do contaminante também terá comportamento distinto (BUNDY et al., 2002). Comunidades bacterianas de solos contaminados apresentam maior capacidade de adaptação ao meio e podem sobreviver à toxicidade, sendo capazes de utilizar o próprio contaminante para seu crescimento (ZUCCHI et al., 2003). Metais como o cobre podem bioacumular em microrganismos, isto devido principalmente a fenômenos de superfície, ocorrendo adsorção, de forma estequiométrica, com os radicais aniônicos dos envoltórios celulares, podendo ou não acontecer precipitação dos metais (VOSS & THOMAS, 2001).

A degradabilidade é um atributo altamente desejável, pois a persistência destas moléculas nocivas no solo leva a uma iminente contaminação de outros ambientes, plantas, águas subterrâneas e conseqüentemente para os seres humanos. Para o sucesso no processo de reabilitação de áreas e ou solos contaminados, trabalhos voltados na detecção e seleção de novos organismos capazes de contribuir para atenuar altos níveis de contaminação em solos, além de técnicas e manejos preventivos que possibilitem mínimos níveis de poluição ambiental, devem ser realizados (BERTICELLI et al., 2016).

2.1.3 Lixiviação de moléculas e elementos nocivos no solo

Vários locais identificam-se como sítios com potencial e fontes de contaminação, como postos de combustíveis e complexos industriais químicos, em funcionamento ou desativados, mas com manuseio negligente de substâncias nocivas, assim como aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos e aterros de resíduos industriais e lixões, onde não foram respeitadas nenhum tipo de normativa para sua execução e manejo na disposição de resíduos, contribuindo para a ocorrência da lixiviação e, conseqüentemente, da contaminação do solo, biota, águas superficiais e subterrâneas (MAGALHÃES, 2000; ROCHA & AZEVEDO, 2015).

Diversos resíduos e elementos tóxicos presentes no solo têm potencial de movimentar-se e, conseqüentemente, contaminar novos locais. Avaliando diferentes íons, Luchese et al. (2008) constataram em seu trabalho que aqueles formadores de complexos de esfera externa (nitrato, cloro, cálcio, magnésio e sódio) apresentaram rápida lixiviação e mostraram grande potencial de contaminação de águas subterrâneas, enquanto íons que formam complexos de esfera interna se comportaram diferentemente. Nesse mesmo trabalho, o PO_4^{3-} apresentou baixa lixiviação, além disso, o nitrato na solução do solo que por ventura não for absorvido pelas plantas ou imobilizado pela microbiota do solo, tem grande possibilidade de ser lixiviado, por apresentar carga negativa ele não é adsorvido por colóides do solo que também apresentam predomínio de cargas negativas (PRIMAVESI et al., 2006).

Resíduos agroindustriais podem ser utilizados como fonte de nutrientes para plantas, a vinhaça é um destes, mas dosagens devem ser mensuradas de acordo com as características de cada solo. As quantidades não devem ultrapassar sua capacidade de retenção de íons, sob pena de ocorrer a lixiviação, sobretudo do nitrato e do potássio (SILVA et al., 2007). Por isso, excessos não aproveitados pelas plantas ficam sujeitos à perdas, podendo, ao longo do tempo, atingir o lençol freático e os corpos d'água.

Metais pesados podem ser fortemente retidos no solo, porém, se a capacidade de retenção do solo for ultrapassada, estes podem ser lixiviados, colocando em risco a qualidade do sistema de águas subterrâneas (DUARTE &

PASQUAL, 2000; MENEZES et al., 2016) ou superficiais, que também é ameaçado em casos de acidentes envolvendo petróleo e seus derivados em áreas próximas de aquíferos (FAVERO et al., 2007).

De acordo com Paglia et al. (2007), a perda iônica se manifesta em custos sociais e econômicos, devido ao empobrecimento da capacidade produtiva do solo. Os íons lixiviados têm como destino final, principalmente, águas subterrâneas e cursos d'água, assim, para recomendações de descarte de resíduos no meio ambiente devem ser levados em conta efeitos decorrentes da adsorção de íons pela fração coloidal do solo e da mobilidade desses íons no perfil. Isto é possível quando são realizados estudos detalhados da área requerida para o descarte e adotadas as medidas de engenharias necessárias para tal disposição (ALCÂNTARA & CAMARGO, 2001).

2.2 Problemas causados por contaminantes no solo

O primeiro desastre ambiental de repercussão mundial que expôs o risco eminente de contaminantes ocorreu por volta de 1953 na Baía de Minamata, sudoeste do Japão (LACERDA, 1997; ALVES et al., 2016), onde o metilmercúrio era descartado como efluente sem tratamento, contaminando toda a Baía. Como consequência, a biota marinha foi contaminada, chegando até a população através da ingestão de peixes e frutos do mar, pelo processo de bioacumulação do composto. A "Doença de Minamata" foi oficialmente descoberta em 1956, quando uma criança foi hospitalizada com mãos e pés paralisados, sendo então vários casos similares encontrados, o que atingiu níveis epidêmicos.

Outros acidentes no Irã, Paquistão e Guatemala, causados pelo uso de metilmercúrio como fungicida para tratamento de sementes de grãos permitem confirmar o problema do uso intensivo do mercúrio, principalmente na forma de compostos organomercuriais (GREENWOOD, 1985). No Brasil, Branches et al. (1993) em seus estudos com pacientes expostos ao mercúrio na região Norte observaram vários sintomas como: vertigens, dores de cabeça, palpitações e tremores.

No ano de 2002 a Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) divulgou a primeira lista de áreas contaminadas no

Estado de São Paulo, com um total de 255 áreas contaminadas, em 2010, houve a atualização desta lista, onde foram detectados 3.675 casos registrados, destes, 79% das áreas oriundas de postos de combustíveis (CETESB, 2015). Considerando este apontamento, e de acordo com o anuário estatístico da Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP, 2016), no ano de 2015 existiam, no Brasil, 40.802 postos revendedores, distribuídos predominantemente na região Sudeste (39,6%), seguidos por 24% no Nordeste, 19,9% na Região Sul, 8,8% no Centro-Oeste e 7,6% na Região Norte, potencializando futuros pontos de contaminação e formação de áreas degradadas.

Alguns desreguladores endócrinos são solúveis em gordura, assim, altos níveis podem estar presentes em carne, peixe, ovos e derivados do leite. A contaminação de alimentos também pode vir do fato de que alguns hormônios são aplicados na criação de animais e consumidos na alimentação humana, contudo, em grande parte dos países essa prática está proibida (PETERSON et al., 2000). Uma das maiores exposições da população aos desreguladores endócrinos é através da ingestão de alimentos contaminados.

A exposição também pode vir de pesticidas residuais que contaminam frutas, vegetais e em baixas concentrações a água potável. Junto com alguns pesticidas também podem estar presentes o nonilfenol e seus etoxilados, que são usados na formulação de alguns pesticidas. Outra fonte de exposição direta aos alquilfenóis é o uso de produtos pessoais, como maquiagem, cremes, produtos para cabelo e banho (BIRKETT & LESTER, 2003; Ruiz et al., 2015). Estudos demonstram que resíduos de bisfenol A podem ser encontrados em alguns alimentos humanos devido a sua migração das embalagens (BILES et al., 1997). Ambos, bisfenol A e ftalatos, podem ser lançados no meio ambiente durante o processo de produção e pela lixiviação dos produtos finais.

O caso mais famoso sobre os desreguladores endócrinos é o do DDT e seus subprodutos, um pesticida muito utilizado em todo mundo durante as décadas de 50 e 60, e que ainda hoje é usado em alguns países. Os perigos do inseticida DDT foi exposto inicialmente por Rachel Carson, em 1962, ao publicar o livro "*Silent Spring*" (Primavera Silenciosa) que alertava sobre sua relação com o declínio da população de algumas espécies de animais (SANTAMARTA, 2001). O livro soou como um alarme que provocou, nos anos seguintes, intensa inspeção de terras, rios, mares e ares de muitos países (DIAS, 2011). Estudos mostraram que o DDT é

persistente no meio ambiente, apresenta atividade estrogênica e pode afetar o sistema reprodutivo de mamíferos e pássaros (USEPA, 1997). Exemplos deste tipo de contaminação e seus efeitos em humanos e no meio ambiente são relatados no período dos anos 80 e 90, onde alguns efeitos em aves (Grande Lagos, divisa dos Estados Unidos e do Canadá) e em jacarés na Florida foram observados e ambas as espécies tiveram alta exposição a defensivos agrícolas (REIS FILHO et al., 2006). Já em humanos, podem ser citados efeitos como o aumento de infertilidade, alterações na função reprodutiva e aumento da ocorrência de câncer (CALIMAN & GAVRILESCU, 2009; CORRALO et al., 2016), além de interferir no sistema endócrino, causando distúrbios metabólicos, neoplasias malignas, e também aumentar a resistência de bactérias (BILA & DEZOTTI, 2003; GHISELLI, 2006; CORRALO et al., 2016).

No Brasil, recentemente foram relatados alguns efeitos relacionados à exposição de desreguladores endócrinos no meio ambiente. No estudo de Fernandez et al. (2002), foi relatado que a exposição de organismos marinhos a compostos orgânicos contendo estanho, o tributilestanho (TBT) e o trifenilestanho (TPT), no litoral do Brasil (Rio de Janeiro e Fortaleza), teve relação com o desenvolvimento de caracteres sexuais masculinos em fêmeas de moluscos, fenômeno conhecido como “imposex”. Em outro trabalho, os resultados de um estudo epidemiológico, relacionou a exposição a pesticidas durante os anos 80, observados na década de 1990 em estados brasileiros, e distúrbios reprodutivos, tais como, câncer de mama, ovário e próstata e taxas de avaliação de esperma (KOIFMAN et al., 2002).

Investigando a concentração e destino de pesticidas, bifenilas policloradas (PCB) e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAP) na bacia hidrográfica Paraíba do Sul/Guandu, em importantes reservatórios de água usados no abastecimento da população, Torres et al. (2002) indicaram que poluentes industriais, principalmente os HAP, foram encontrados na água e em sedimentos marinhos.

No que diz respeito aos efeitos na saúde humana, o Comitê Científico da Toxicidade, Ecotoxicidade e Ambiente concluiu que há relação entre alguns desreguladores endócrinos e alterações na saúde humana, como o câncer de testículo, de mama e de próstata, o declínio das taxas de espermatozoides, deformidades dos órgãos reprodutivos e disfunção da tireoide.

2.3 Formas de amenizar o problema da contaminação do solo

Os xenobióticos são compostos químicos sintetizados pelo homem e incluem plásticos, solventes, agroquímicos e outros subprodutos da indústria química, abrangendo inúmeras moléculas com diferentes modos de ação e toxicidade. Incluem numerosos poluentes ambientais que quando entram nos ecossistemas naturais exibem efeitos tóxicos ou não desejados pelos organismos vivos (SILVA & FAY, 2004; GONÇALVES et al., 2014). Alguns desses compostos poluentes são biodegradáveis, podendo os microrganismos utilizarem de elementos de sua composição como nutrientes (DIONISI, 2014).

A maioria dos agrotóxicos é transformada, predominantemente, por processos biológicos, através de enzimas existentes em animais, plantas e microrganismos. As transformações bióticas dos agrotóxicos geralmente resultam na degradação da estrutura molecular em formas mais simples (REBELO & CALDAS, 2014), no entanto, a molécula pode persistir se as condições ambientais forem desfavoráveis para a degradação.

Muitos trabalhos têm tentado explicar o porquê da capacidade dos microrganismos em degradar xenobióticos. Segundo diversos autores, numerosos compostos orgânicos já existem no solo e muitos desses produtos sintéticos são análogos aos compostos naturais, sugerindo um ponto de partida para a biodegradação e para a evolução (SILVA & FAY, 2004; GONÇALVES et al., 2014). Os microrganismos degradadores de agrotóxicos são encontrados nos domínios eubactérias, archaea, e eukaria, tendo muitos tipos fisiológicos: aeróbios, anaeróbios (fermentativos, metanogênicos, redutores de enxofre), quimiolitotróficos e organismos fotossintéticos. A biodegradação de um complexo de moléculas normalmente envolve o efeito interativo das comunidades mistas de microrganismos e conta com a versatilidade metabólica das bactérias e fungos (DIONISI, 2014). Vários parâmetros do solo e climáticos influenciam a atividade de biodegradação de agrotóxicos, entre eles: umidade do solo, temperatura, pH e potencial redox (PASINI et al., 2017).

O processo do metabolismo dos agrotóxicos inclui duas fases, conhecidas como fase I e II. As maiores reações envolvidas na Fase I são: oxidação, redução e hidrólise. Entre as reações representativas da oxidação estão a hidroxilação, desalquilação, desaminação e formação de sulfóxidos, enquanto as reações de

redução incluem a azo-redução e adição de hidrogênio. As reações da Fase II são reações sintéticas ou de conjugação (LANDIS & MING-HO, 2003).

Além desse mecanismo natural, existem outros processos conhecidos de degradação destes contaminantes, a Biorremediação, Fitorremediação, Eletrobiorremediação, Landfarming, Processos Oxidativos Avançados (POAs) entre outros, porém a utilização destas técnicas dependerá de vários fatores, como custos, tipo de contaminação, extensão da área atingida, tipo de solo, havendo a necessidade de uma avaliação individual de cada caso para a escolha da técnica a ser aplicada (SCHMIDT, 2004; RODRIGUES, 2013).

Dentre estas técnicas, a Biorremediação consiste na utilização de microrganismos (fungos, bactérias e outros) que atuam na quebra dos compostos e utilizam os contaminantes como fonte de alimento. Ao final do processo tem-se tipicamente dióxido de carbono, água e células como subprodutos da degradação, no entanto, a degradação parcial dos compostos pode gerar outras substâncias, até mesmo mais tóxicas que as iniciais (SILVA, 2004; RODRIGUES, 2013). Comparada aos métodos físicos de limpeza, a biorremediação é considerada a menos onerosa com menor impacto ambiental e pode ser desenvolvida *in situ*, onde os materiais são tratados no próprio local, ou *ex situ*, onde os materiais são retirados do local e tratados em reatores (SILVA & FAY, 2004) ou em ambientes sob condições controladas de umidade, temperatura, nutrientes, concentração de oxigênio entre outros.

Landfarming é um processo desenvolvido e utilizado para remediação de hidrocarbonetos de petróleo (RODRIGUES, 2013), tanto em solos, como em sedimentos. Os poluentes são removidos da área contaminada e colocados em células de confinamento, podendo ser adicionados nutrientes inorgânicos (nitrogênio, fósforo e potássio).

Outro processo utilizado para remediações de solos contaminados é o processo de Biopilha. Este processo envolve o empilhamento de solos contaminados, estimulando a atividade microbiana aeróbia acelerando a degradação dos poluentes pela aeração, adição de nutrientes, correção de pH e umidade. Sua utilização apresenta como vantagem, a facilidade de manipulação dos fatores ambientais que influenciam a biodegradação do contaminante, tais como: pH, temperatura, concentração de nutrientes, umidade e aeração (SANTOS et al., 2007). A compostagem do solo é outro método aeróbio que utiliza a ação de

microrganismos para degradar materiais orgânicos, resultando na termogênese e na produção de compostos orgânicos de menor peso. O uso dessa estratégia tem sido adotada, e entre os poluentes mais estudados estão os hidrocarbonetos de petróleo, monoaromáticos, explosivos, clorofenóis, agrotóxicos e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (RODRIGUES, 2013).

Algumas plantas apresentam a capacidade de absorver, acumular e metabolizar, direta ou indiretamente xenobióticos, o que é chamado de fitorremediação. Por esse caminho, as plantas podem reduzir as concentrações de contaminantes, estabilizar metais pesados e reduzir a volatilização de chumbo e outros metais na atmosfera. A fitorremediação é dividida nas seguintes áreas (SALT et al., 1998): fitoextração, fitodegradação, rizofiltração, fitoestabilização e fitovolatilização.

Aliado a fitorremediação, existe a rizorremediação que reduz a concentração de xenobióticos em solos cultivados, o que tem sido, geralmente, atribuído à degradação microbiana na rizosfera, zona das raízes influenciada por um grande número de espécies microbianas. A possibilidade de que raízes de plantas aumentem a degradação microbiana abre novos caminhos na resolução de problemas, pelo uso da vegetação e de rizobactérias benéficas (SILVA & FAY, 2004; RODRIGUES, 2013).

Apesar das diversas tecnologias para remediar contaminações, deve-se destacar que a mais importante de todas é a diminuição do uso de substâncias tóxicas. Para isso, alternativas à sua utilização são necessárias para corrigir esse problema. Na agricultura talvez estejam a maioria dos exemplos de que isso é possível.

Em relação aos insetos, tem-se descrito na literatura científica, aproximadamente 900.000 espécies, mas de acordo com estimativas de diversos autores, o número de espécies pode chegar a 6 milhões, sendo que apenas algumas centenas chegam a causar sérios prejuízos, porém, a grande maioria é controlada quimicamente (BARBOSA, 2004; TRIPLEHORN & JOHNSON, 2015). Nessa imensa população, muitos são benéficos, gerando alguns bilhões de dólares, como: bicho-da-seda (*Bombyx mori*), abelhas do gênero *Apis*, cochonilha (*Dactylopius coccus*) (corante vermelho-carmim), joaninha (*Coccinellidae septempunctata*) (inimigo natural de pulgões), entre outros (TRIPLEHORN & JOHNSON, 2015).

Uma das práticas que podem reduzir o uso de agrotóxicos é o controle biológico que consiste basicamente em encontrar um ou mais inimigos naturais da praga (SCHIMITZ & BARTON, 2014). Na natureza, as populações dos diversos organismos são necessariamente pragas, e são mantidas sob controle pela ação de predadores, parasitas, doenças, variações nas condições climáticas e disponibilidade de alimentos. O surgimento de determinada praga pode ocorrer quando acontece algum desequilíbrio. Problemas gerados pela dispersão equivocada acontecem quando são importadas espécies exóticas, que em vez de resolverem problemas, acabam tornando-se praga no novo hábitat (BARBOSA, 2004; MALLON et al., 2015).

O Brasil tem se destacado com grandes programas de controle biológico. Como exemplo principal, cita-se o uso da vespa *Cotesia flavijas*, parasitóide de lagartas da broca da cana-de-açúcar *Diabrotica saccharalis*, que constitui o maior programa mundial de uso de parasitóides na agricultura. Outra estratégia, desenvolvida pela tecnologia da engenharia genética, são as plantas transgênicas, capaz de gerar variedades resistentes ao ataque de fungos, bactérias e insetos. No caso da resistência a insetos, foram incorporados em plantas de milho, algodão e batata gene da bactéria *Bacillus thuringiensis*, gerando assim plantas capazes de produzir a mesma toxina que a bactéria, reduzindo ou evitando a aplicação de agrotóxicos (BARBOSA, 2004). Porém, há muitas dúvidas quanto à segurança alimentar das plantas transgênicas assim como, quanto a real redução no uso de herbicidas, no caso das plantas resistentes a determinados agrotóxicos. A resistência das espécies consideradas daninhas e o descuido dos agricultores estão provocando aumentos nas dosagens e, conseqüentemente, casos de contaminação ambiental.

Portanto, esse conjunto de fatores deve ser considerado em relação aos diversos tipos de poluentes no solo, no intuito de que, tanto o manejo de agroquímicos quanto dos demais poluentes em potencial, recebam o manejo adequado para prevenir riscos de contaminação ambiental.

3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O excessivo descarte de substâncias químicas e resíduos orgânicos no solo tem causado preocupação crescente na sociedade, pois normalmente não são avaliadas as características dos contaminantes e a capacidade dos solos em sua retenção.

O solo pelas suas propriedades químicas, físicas, mineralógicas e biológicas pode servir como um depósito de resíduos, porém, estudos detalhados para cada local e tipo de solo devem ser realizados a fim de que se evite a poluição. As pesquisas nessa área ainda são incipientes, porém altamente necessárias para que os problemas não cheguem a níveis de irreversibilidade, principalmente no que se refere a compostos emergentes.

Novas tecnologias precisam ser pesquisadas e disponibilizadas à sociedade, evitando o uso de substâncias tóxicas, preservando o solo, a vida no solo e a vida das demais espécies, inclusive a humana.

WASTE CONTAMINANTS ON THE SOIL: LIMITS AND POSSIBILITIES

ABSTRACT

Since man was no longer nomad and start practising farming, the soil has been the basis for its development. With the increase in population and the emergence of industrialization, the waste produced also arise, and the soil of the final destinations of these contaminants. As the soil is an open system, composed of solids, liquids and gases, has mechanisms for retention of water and nutrients and is reactive, it is the key for waste disposal. There are several forms of waste produced by human activities, where each of them has different characteristics from its composition to its form of disposal. Studies regarding to each kind of waste material, and their behavior in the soil, are required for this type of pollution is mitigated. Thus, this literature review aims to characterize the main pollutants in the soil and demonstrate their behavior and problems in the soil and also, discuss some forms of its amenization.

Keywords: Contaminant residues; Soil; Bioremediation.

REFERÊNCIAS

ANP (AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS). **Anuário estatístico brasileiro do petróleo, gás natural e biocombustíveis**. Rio de Janeiro: ANP, 265 p., 2016. Disponível em: <http://www.anp.gov.br/wwwanp/images/publicacoes/Anuario_Estatistico_ANP_2016.pdf>. Acesso em: 10/01/2017.

ALCÂNTARA, M. A. K.; CAMARGO, A. Fator de retardamento e coeficiente de dispersão-difusão para o crômio (III) em solos muito intemperizados, influenciados pelo pH, textura e matéria orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n.1, p. 209-216, 2001.

ALVES, S. F.; BARRETO, A. A.; RODRIGUES, P. C. H.; FELICIANO, V. M. D. Indicadores de sustentabilidade para institutos de pesquisa e inovação da área nuclear. **Brazilian Journal of Radiation Sciences**, v. 14, n. 1, p. 01-21, 2016.

ANDRÉA, M. M.; LUCHINI, L. C. Comportamento de pesticidas em solos brasileiros: a experiência do Instituto Biológico/SP. **Boletim Informativo SBCS**, 27 (2), 22-24, 2002. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_nlinks&ref=000123&pid=S0100-8358200700010001200002&lng=pt>. Acesso em: 15/01/2017

ANDRÉA, M. M.; PAPINI, S.; PERES, T. B.; BAZARIN, S.; SAVOY, V. L. T.; MATALLO, M. B. Glyphosate: Influência na bioatividade do solo e ação de minhocas sobre sua dissipação em terra agrícola. **Planta Daninha**, v. 22, n. 1, p. 95-100, 2004.

ARAÚJO, I. M. M.; OLIVEIRA, G. R. C. Agronegócio e Agrotóxicos: impactos à saúde dos trabalhadores agrícolas no nordeste brasileiro. **Revista Trabalho Educação e Saúde**, v. 15, n. 1, p. 117-129, 2017.

AZEVEDO, A. C.; DALMOLIN, R. S. D. **Solos e Ambiente: uma introdução**. Santa Maria: Ed. Pallotti. UFSM, 2004.

BARBOSA, L. C. A. **Os pesticidas, o homem e o meio ambiente**. Viçosa: Ed. UFV, 2004.

BARROW, N. J. The four laws of soil chemistry: the Leeperlecture. **Australian Journal Soil Research**, v. 37, n. 5, p. 787-829, 1999.

BERTICELLI, R.; MAGRO, A. D. F.; COLLA, L. M. Compostagem como alternativa de biorremediação de áreas contaminadas. **Revista CIATEC – UPF**, v. 8, n. 1, p. 12–28, 2016.

BERTANI, R. M. A.; FERNANDES, D. M.; VIDAL, A. A. Uso de composto de lodo de esgoto na cultura da mamona. **Pesquisa & Tecnologia**, v. 11, n. 1, p. 1-4, 2014.

BILA, D. M.; DEZOTTI, M. Fármacos no meio ambiente. **Química Nova**, v. 26, n. 4, p. 523-530, 2003.

BILES, J. E.; MCNEAL, T. P.; BEGLEY, T. H.; HOLLIFIELD, H. C. Determination of Bisphenol-A in Reusable Polycarbonate Food-Contact Plastics and Migration to Food-Simulating Liquids. **Journal Agricultural and Food Chemistry**, v. 45, n. 9, p. 3541-3544, 1997.

BIRKETT, J. W.; LESTER, J. N. Endocrine Disrupters in Wastewater and Sludge Treatment Process. **Environmental Health Perspectives**, v. 111, n. 10, p. A550, 2003.

BRANCHES, F. J. P.; ERICKSON, T. B.; AKS, S. E.; HRYHORCZUK, D. O. The price of gold: mercury exposure in the Amazonian rain forest. **Journal Toxicology Clinical Toxicology**, v. 31, n. 2, p. 295-306, 1993.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA n.º 375/2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Brasília (Brasil): Ministério do Meio Ambiente; 2006. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf>>. Acesso em: 12/12/2016.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA n.º 380/2006. Define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Brasília (Brasil): Ministério do Meio Ambiente; 2006. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=514>>. Acesso em: 12/12/2016.

BUNDY, J. G.; PATON, G. L.; CAMPBELL, C. D. Microbial communities in different soil types do not converge after diesel contamination. **Journal of Applied Microbiology**, v. 92, n. 2, p. 276-288, 2002.

CALIMAN, F. A.; GAVRILESCU, M. Pharmaceuticals, Personal Care Products and Endocrine Disrupting Agents in the Environment – A Review. **Clean – Soil, air, water**, v. 37, n. 4-5, p. 277-303, 2009.

CAMPOS, M. L.; GUILHERME, L. R. G.; VISIOLLI, E.; ANTUNES, A. S.; CURI, N.; MARQUES, J. J.; SILVA, M. L. N. Força iônica da solução de equilíbrio na adsorção

de arsênio em latossolos brasileiros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, p. 41, n. 3, p. 457-460, 2006.

CAMPOS, M. L.; GUILHERME, L. R. G.; LOPES, R. S.; ANTUNES, A. S.; MARQUES, J. J.; CURTI, N. Teor e capacidade máxima de adsorção de arsênio em latossolos brasileiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 6, p. 1311-1318, 2007.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Relação de áreas contaminadas e reabilitadas no Estado de São Paulo**, 2015. Disponível em: <<http://areascontaminadas.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/45/2013/11/Texto-explicativo.pdf>>. Acesso em: 20/11/2016.

CORRALO, V. S.; MORAIS, M. M.; BENEDETT, A.; FERRAZ, L. Presença de pesticidas organoclorados no leite materno: fatores de contaminação e efeitos à saúde humana. **Hygeia**, v. 12, n. 22, p. 101-108, 2016.

CORREIA, F. V.; MERCANTE, F. M.; FABRÍCIO, A. C.; CAMPOS, T. M. P.; VARGAS JÚNIOR, E. A.; LANGENBACH, T. Infiltração de atrazina em Latossolo submetido aos sistemas de plantio direto e convencional. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 11, p. 1617-1625, 2007.

COSTA, C.; DORDIO, A. **Podem os medicamentos que usamos prejudicar o meio ambiente?** Universidade de Évora – Departamento de Química [Internet]. 2007 abril 12. Disponível em: <http://home.uevora.pt/~ueline/quimica_para_todos/podem_os_medicamentos_que_usamos_prejudicar_o_meio_ambiente.pdf>. Acesso em: 11/07/2016.

DIAS, R. **Gestão ambiental: responsabilidade social e sustentabilidade**. São Paulo: Ed. Atlas, 2. ed., 2011.

DIONISI, D. Potential and Limits of Biodegradation Processes for the Removal of Organic Xenobiotics from Wastewaters. **Deutsche Chemische Gesellschaft** v. 1, n. 2, p. 67-82, 2014.

DUARTE, R. P. S.; PASQUAL, A. Avaliação do cádmio (Cd), chumbo (Pb), níquel (Ni) e zinco (Zn) em solos, plantas e cabelos humanos. **Energia na Agricultura**, v. 15, n. 1, p. 46-58, 2000.

FARRÉ, M.; KANTIANI, L.; PETROVIC, M.; PÉREZ, S.; BARCELÓ, D. Achievements and future trends in the analysis of emerging organic contaminants in environmental samples by mass spectrometry and bioanalytical techniques. **Journal Chromatography A**, v. 1259, n. 12, p. 86–99, 2012.

FAVERO, J. L.; MUNIZ, A. R. ; SANTOS, R. P. B. Análise teórico-experimental da dispersão de poluentes líquidos em solos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 4, p. 410-416, 2007.

FERNANDES, R. B. A. ; LUZ, W. V. ; FONTES, M. P. F. ; FONTES, L. E. F. Avaliação de metais pesados em áreas olerícolas no Estado de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 1, p. 81-93, 2007.

FERNANDEZ, M. A.; LIMAVERDE, A. M.; CASTRO, I. B.; ALMEIDA, A. C. M.; WAGENER, A. L. R. Occurrence of imposex in *Thais haemastoma*: possible evidence of environmental contamination derived from organotin compounds in Rio de Janeiro and Fortaleza, Brazil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 18 n. 2, p. 463-476, 2002.

FERREIRA, S. M. N. **Fotodegradação de micropoluentes orgânicos emergentes**. 2014, 125p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Universidade do Minho Escola, Braga, 2014.

FRANÇA, L. C. DE J.; SILVA, J. B. L.; LISBOA, G. S.; LIMA, T. P.; FERRAZ, F. T. Elaboração de Carta de Risco de Contaminação por Agrotóxicos para a Bacia do Riacho da Estiva , Brasil. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 4, p. 463–474, 2016.

FREITAS, C. M. Levantamento da disposição final de resíduos sólidos urbanos em 32 municípios do estado de Goiás. **Revista de Biologia Neotropical**, v. 12, n. 2, p. 120–124, 2015.

GHISELLI, G. **Avaliação da Qualidade das Águas Destinadas ao abastecimento público na região de Campinas: Ocorrência e determinação dos interferentes endócrinos (IE) e produtos farmacêuticos e de higiene pessoal (PFHP)**. 2006, 190p. Tese (Doutorado em Ciências). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2006.

GONÇALVES, E, S.; SILVA, J. M. B.; PAVESI, T.; MOREIRA, J. C. A. Importance of analytical determination of reactive intermediates and their reaction products with biomacromolecules: a mini review. **Química Nova**, v. 37, n. 2, p. 317-322, 2014.

GREENWOOD, M. R. Methylmercury poisoning in Iraq. An epidemiological study of the 1971-1972 outbreak. **Journal of Applied Toxicology**, v. 5, n. 3, p. 148-159, 1985.

KHAN, M.; SCULLION, J. effect of soil on microbial responses to metal contamination. **Environmental Pollution**, v. 10, n. 1, p. 115-125, 2000.

KOIFMAN, S.; KOIFMAN, J. R.; MEYER, A. Human reproductive system disturbances and pesticide exposure in Brazil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 18, n. 2, p. 435-445, 2002.

LACERDA, L. D. Minamata Livre de Mercúrio. **Ciência Hoje**, v. 133, n. 23, p. 25-31, 1997.

LANDIS, W. G.; MING-HO, Y. **Environmental Toxicology: Impacts of Chemicals Upon Ecological Systems**. Lewis Publishers, 3 ed., 2003.

LUCHESE, A. V. ; COSTA, A. C. S. ; SOUZA JÚNIOR, I. G. Lixiviação de íons após a aplicação de resíduos orgânicos de uma indústria farmoquímica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 2, p. 189–199, 2008.

MAGALHÃES, J. S. B. **Avaliação da Gestão de Sítios Contaminados por Resíduos Perigosos nos EUA, Canadá, Países Europeus e Brasil, e Exemplo de um Manual Simplificado de Avaliação de Saúde Ambiental destes Sítios para o Brasil**. 2000, 186p. Dissertação (Mestrado em Ciências na área da Saúde). Fundação Oswaldo Cruz, Recife, 2000.

MALLON, C. A.; POLY, F.; LE ROUX, X.; MARRING, I.; VAN ELSAS, J. D.; SALLES, J. F. Resource pulses can alleviate the biodiversity–invasion relationship in soil microbial communities. **Ecology**, v. 96, n. 4, p. 915-926, 2015.

MARCHAND, C.; ST-ARNAUD, M.; HOGLAND, W.; BELL, T. H.; HIJRI, M. Petroleum biodegradation capacity of bacteria and fungi isolated from petroleum-contaminated soil. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 116, p. 48-57, 2017.

MARTINS, S. C. **Adsorção e dessorção de cobre em solos sob aplicação de lodo de esgoto em calda bordalesa**. 2005, 100p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas). Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

MENEZES, J. P. C.; OLIVEIRA, L. F. C. de; GENEROSO, C. M.; FRANCO, C. S.; FIA, R.; FIA, F. R. L. Mobilidade de metais pesados em solos de disposição de resíduos sólidos urbanos. **Ambiência**, v. 12, n. 3, p. 909–919, 2016.

NICHOLLS, C.I.; ALTIERI, M.A. Conventional agricultural development models and the persistence of the pesticide treadmill in Latin America. **International Journal of Sustainable & Development & World Ecology**, v. 4, n. 2, p. 93-111, 1997.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Ed. Guanabara Koogan, 1988.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E. Mobilidade de metais pesados em um latossolo amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agricola**, v. 58, n. 4, p. 807-812, 2001.

OLIVEIRA, P. C. P.; GLOAGUEN, T. V.; GONÇALVES, R. A. B.; SANTOS, D. L. Produção de moranga irrigada com esgoto doméstico tratado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 8, p. 861-867, 2013.

OLIVEIRA, A. K. G.; SOUZA, L. DI. Alteração das concentrações de nitrogênio e fósforo na bacia do rio apodi-mossoró em função dos efeitos da estiagem e espacialidade. **Revista Química: ciência, tecnologia e sociedade**, v. 4, n. 1, p. 9–23, 2015.

PACWA-PLOCINICZAK, M.; PLAZA, G. Z. A.; PIOTROWSKA-SEGET, Z. Monitoring the changes in a bacterial community in petroleum-polluted soil bioaugmented with hydrocarbon-degrading strains. **Applied Soil Ecology**, v. 105, p. 76–85, 2016.

PAGLIA, E. C., SERRAT, B. M.; FREIRE, C. A. L.; VEIGA, A. M.; BORSATTO, R. S. Doses de potássio na lixiviação do solo com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 1, p. 94-100, 2007.

PASINI, R. A.; GRÜTZMACHER, A. D.; SPAGNOL, D.; ZANTEDESCHI, R.; FRIEDRICH, F. F. Persistence of desiccant herbicides applied to transgenic maize on *Trichogramma pretiosum* Riley, 1879 (Hymenoptera: Trichogrammatidae). **Revista Ciência Agronômica**, v. 48, n. 1, p. 175-181, 2017.

PEDRON, F. A.; DALMOLIN, R. S. D.; AZEVEDO, A. C.; KAMINSKI, J. Solos urbanos. **Revista Ciência Rural**, v. 34, n. 5, p. 1647-1653, 2004.

PEREIRA, A. R. B.; FREITAS, D. A. F. de. Uso De Microorganismos para a biorremediação de ambientes impactados. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 6, n. 6, p. 975–1006, 2012.

PETERSON, E. W.; DAVIS, R. K.; ORNDORFF, H. A. 17 β -Estradiol as an indicator of animal waste contamination in mantled karst aquifers. **Journal of Environmental Quality**, v. 29, n. 3, p. 826-834, 2000.

PRIMAVESI, O.; PRIMAVESI, A. C.; CORRÊA, L. A.; SILVA, A. G.; CANTARELLA, H. Lixiviação de nitrato em pastagem de *coastcross* adubada com nitrogênio. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 35, n. 3, p. 683-690, 2006.

REBELO, R. M.; CALDAS, E. D. Environmental risk assessment of aquatic systems affected by pesticide use. **Química Nova**, v. 37, n. 7, p. 1199-1208, 2014.

REIS FILHO, R. W.; ARAÚJO, J. C.; VIEIRA, E. M. Sexual estrogenic hormones: Bioactive contaminants. **Quimica Nova**, v. 29, n. 4, p. 817-823, 2006.

RIBEIRO, D. S.; PEREIRA, T. DA S. O Agrotóxico nosso de cada dia. *Vittalle - Revista Brasileira de Ciências da Saúde*, v. 28, n. 1, p. 14–26, 2016.

ROCHA, C. H. B.; AZEVEDO, L. P. de. Avaliação da presença de metais pesados nas águas superficiais da Bacia do Córrego São Mateus, Juiz de Fora (MG), Brasil. **Revista Espinhaço**, v. 4, n. 2, p. 33–44, 2015.

RODRIGUES, E. **Ecologia da Restauração**. Ed. Planta, Londrina, 2013.

RUIZ, P. J. Ú.; BERNABEU, M. L. S., MARTÍNEZ, M. S., CÁNOVAS, M. J. M., LÓPEZ, C. M., CASARES, R. L. Determinaciones analíticas de sustancias sujetas a autorización o restricción em detergentes y limpiadores. **Revista Salud Ambiente**, v. 15, n. 2, p. 96-102, 2015.

SALT, D. E.; SMITH, R.D.; RASKIN, I.: Phytoremediation. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, v. 49, p. 643-668, 1998.

SANTAMARTA, J. A ameaça dos disruptores endócrinos. **Revista Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, v. 2, n. 3, p. 18-29, 2001.

SANTOS, K. D.; HENRIQUE, I. N.; SOUSA, J. T.; LEITE, V. D. Utilização de esgoto tratado na fertirrigação agrícola. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, n. 1, p. 1-8, 2006.

SANTOS, R. M.; LEITE, S. G. F.; SOBRAL, L. G. S.; RIZZO, A. C. L. Remediação de solo contaminado por petróleo em biopilhas: escala piloto. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE PESQUISA E DESENVOLVIMENTO EM PETRÓLEO E GÁS. Campinas, 21-24 de out., **Anais eletrônicos...** 2007. Disponível em: <<http://www.cetem.gov.br/images/congressos/2007/CAC00300007.pdf>>. Acesso em: 15/12/2016.

SAUL, D. J.; AISLAB, J. M.; BROWN, C. E.; HARRIS, L.; FOGHT, J. M. Hydrocarbon contamination changes the bacterial diversity of soil from around Scott Base, Antarctica. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 53, n. 1, p. 141-155, 2005.

SCHMIDT, C. A. B. **Aplicação de técnica eletrocinética em laboratório a dois tipos de solos argilosos**. 2004, 350p. Tese (Doutorado em Engenharia). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

SCHIMITZ, O. J.; BARTON, B. T. Climate change effects on behavioral and physiological ecology of predator–prey interactions: Implications for conservation biological control. **Biological Control**, v. 75, n. 87-96, 2014.

SILVA, C. M. S.; FAY, E. F. **Agrotóxicos e ambiente**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2004.

SILVA, E. P. **Avaliação preliminar do potencial de aplicação da tecnologia de biopilhas para a biorremediação do solo de Guamaré - RN**. 2004, 119p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2004.

SILVA, M. A. S.; GRIEBELER, N. P.; BORGES, L. C. Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 1, p. 108–114, 2007.

SILVA, M. S.; COCENZA, D. S.; ROSA, A. H.; FRACETO, L. F. Efeito da associação do herbicida clomazone a nanoesferas de alginato/quitosana na sorção em solos. **Química Nova**, v. 35, n. 1, p. 102-107, 2012.

SITTIG, M. **Pesticide manufacturing and toxic materials control encyclopedia**. New Jersey: Noyes Data, 1980. 810 p.

STRECK, E. V., KAMPF, N.; DALMOLIN, R. S. D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P. C.; SCHNEIDER, P.; GIASSON, E.; PINTO, L. F. S. **Solos do rio Grande do Sul**. 2.ed. Porto Alegre: EMATER/RS, 2008.

TRIPLEHORN, C. A.; JOHNSON, N. F. **Estudo dos Insetos**. 2º ed brasileira. Ed. Cengage Learning, São Paulo, 2015.

TORRES, J. P. M.; MALM, O.; VIEIRA, E. D. R.; JAPENGA, J.; KOOPMANS, G. F. Organic micropollutants on river sediments from Rio de Janeiro State, Southeast Brazil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 18, n. 2, p. 477-488, 2002.

U.S. Environmental Protection Agency. Special Report on Environmental Endocrine Disruption: An Effects Assessment and Analysis. Report n.º EPA/630/R-96/012. Washington D. C (USA): USEPA, 120 p., 1997. Disponível em: <<http://infohouse.p2ric.org/ref/07/06070.pdf>>. Acesso em: 10/11/2016.

VIDALI, L. Bioremediation. An overview. **Pure Applied Chemistry**, v. 73, n. 7, p. 1163–1172, 2001.

VIVIAN, R.; REIS, M. R.; JAKELAITIS, A.; SILVA, A. F.; GUIMARÃES, A. A.; SANTOS, J. B.; SILVA, A. A. Persistência de sulfentrazone em Argissolo Vermelho-

amarelo cultivado com cana-de-açúcar. **Planta Daninha**, v. 24, n. 4, p. 741-750, 2006.

VOSS, M.; THOMAS, R. W. S. P. Sorção de cobre e manganês por bactérias rizosféricas do trigo. **Ciência Rural**, v. 31, n. 6, p. 947-951, 2001.

ZUCCHI, M.; ANGIOLINI, L.; BORIN, S.; BRUSETTI, L.; DIETRICH, N.; GIGLIOTTI, C.; BARBIERI, P.; SORLINI, C.; DAFFONCHIO, D. Response of bacterial community during bioremediation of an oil-polluted soil. **Journal Applied of Microbiology**, v. 94, n. 2, p. 248–257, 2003.