

Instituto de Engenharia Nuclear – IEN

Bary Nóbrega da Silva

**Aplicação de Redes Neurais Artificiais para a Previsão de Valores do
Fator de Transferência Solo-Planta para ^{90}Sr**

Rio de Janeiro.

2015

Bary Nóbrega da Silva

Aplicação de Redes Neurais Artificiais para a Previsão de Valores do Fator de Transferência Solo-Planta para ^{90}Sr

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Nucleares do Instituto de Engenharia Nuclear da Comissão Nacional de Energia Nuclear como parte dos requisitos necessários para a obtenção do Grau de Mestre em Ciência e Tecnologia Nuclear– Impacto Ambiental de Instalações Nucleares.

Orientadores: Dra. Maria Angélica Vergara Wasserman e Dr. Márcio Henrique da Silva

Rio de Janeiro

2015

SILV Silva, Bary Nóbrega

Aplicação de Redes Neurais Artificiais para a Previsão de Valores do Fator de Transferência Solo-Planta para ^{90}Sr / Bary Nóbrega da Silva. Rio de Janeiro: CNEN/IEN, 2015.

xiv, 72 f. : il.

Orientadores: Maria Angélica Vergara Wasserman e Márcio Henrique da Silva

Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Nuclear) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Engenharia Nuclear, PPGIEN, 2015

1. Redes Neurais Artificiais. 2. ^{90}Sr . 3. Fator de Transferência solo-planta. 4. Parâmetros Pedológicos

Bary Nobrega da Silva

**Aplicação de Redes Neurais Artificiais para a Previsão de Valores do
Fator de Transferência Solo-Planta para ^{90}Sr**

Rio de Janeiro, 29 de Junho de 2015.

Dra. Maria Angélica Vergara Wasserman – IEN/CNEN

Dr. Márcio Henrique da Silva

Dr. Celso Marcelo Franklin Lapa

Dr. Júlio Cesar de Faria Alvim Wasserman

Agradecimento

Primeiramente eu agradeço aos meus pais, Mario e Ednea, pelo apoio e por sempre torcerem pelo meu sucesso.

A minha noiva Tatiana, pelo incentivo, pela paciência e pela ajuda inestimável na formatação deste trabalho.

A minha orientadora, Dra. Maria Angélica Wasserman, primeiramente por acreditar no meu potencial frente à complexidade do tema, pela dedicação ao transmitir os conhecimentos necessários para realização do trabalho e por se colocar à disposição para ajudar a qualquer hora.

Ao meu Co-Orientador Dr. Márcio Henrique da Silva, pela grande contribuição na execução do treinamento da Rede Neural Artificial, assim como no desenvolvimento do texto sobre o tema e por se mostrar sempre tão solícito.

Ao Dr. Celso Marcelo Franklin Lapa, que além de ter sido um ótimo professor durante o mestrado, me apresentou ao método de Redes Neurais e também me deu as primeiras e valiosas informações sobre as características do método.

Aos colegas do IEN e de fora, que sempre se colocaram a disposição ou me ajudaram com uma informação, uma conversa, um incentivo, Antonio Pedro, André Cotelli, Ana Karla, Aline, Michele e tantos outros e ao meu grande amigo Kiko Grifo, pela ajuda com a arte gráfica na confecção e correção de algumas figuras.

Ao Instituto de Engenharia Nuclear e seus funcionários e servidores e principalmente a todos os meus professores do mestrado.

A CAPES, pela bolsa concedida.

Epígrafe

“Have no fear from atomic energy, cause none of them can stop the time”

Bob Marley

RESUMO

O fator de transferência solo-planta (FT) é um dos parâmetros fundamentais para o cálculo de dose devido à ingestão de alimentos, a partir de uma contaminação por radionuclídeos no sistema solo-planta, condicionando assim medidas de radioproteção para áreas agrícolas. Neste trabalho, o método computacional de redes neurais artificiais foi aplicado para avaliar a possibilidade de previsão do FT do ^{90}Sr em função de parâmetros pedológicos, para dois grupos de culturas agrícolas: cereais e folhosos. O método usou dados de valores de FT disponíveis na literatura nacional e internacional nos quais informações pedológicas estavam disponíveis. Após o treinamento da rede neural, observou-se elevada correlação ($r=0,8128$; $n=69$) entre os valores experimentais de FT para ^{90}Sr em grãos de cereais, e os previstos pelo método, evidenciando que os parâmetros de solo avaliados (conteúdo de matéria orgânica, teor de Ca e K trocáveis e pH) integram e explicam grande parte dos valores de FT. No entanto, o melhor desempenho da rede foi obtido para os grupos dos folhosos ($r=0,9477$; $n=41$), evidenciando o papel das folhas como compartimento integrador da mobilidade do ^{90}Sr no sistema solo-planta. A melhor correlação observada para o grupo dos folhosos foi explicada pela baixa mobilidade do ^{90}Sr no floema, dificultando sua translocação para outras estruturas e favorecendo o acúmulo nas folhas do ^{90}Sr biodisponível nos solos. Este trabalho evidenciou a capacidade de uma rede neural em prever o fator de transferência solo-planta para ^{90}Sr , tendo por base algumas das propriedades físico-químicas dos solos.

Palavras Chave: Redes Neurais Artificiais, ^{90}Sr , Fator de Transferência solo-planta, Parâmetros Pedológicos

ABSTRACT

The soil-plant transfer factor (TF) is a fundamental parameter for dose assessment due to intake of contaminated food by the presence of radionuclides in the soil-plant system. The dose assessment is one of the criteria that will constrain the radiation protection measures for contaminated agricultural areas, being the other criteria more associated to social and economics features of affected areas. In this work, the computational method of artificial neural networks was applied to evaluate the possibility to forecast TF for ^{90}Sr for cereal and leafy groups in function of soil parameters. The method used values of ^{90}Sr TF from national and international literature in which pedological information were available. After the neural network training, a high correlation was obtained ($r = 0.8128$; $n = 69$) between the experimental values of ^{90}Sr TF and those predicted by the artificial neural network, confirming that the soil parameters selected (soil organic matter content, exchangeable Ca and K content and pH) could explain most of observed TF values for cereal grains. However the best neural network performance was obtained for leafy groups ($r=0.9477$; $n=41$), highlighting the role of leaves as the compartment able to integrate the behavior of ^{90}Sr in the soil-plant system. The best correlation observed for leafy was explained by the low mobility of ^{90}Sr in the phloem, hindering its translocation to other structures such as grain and favoring its accumulation in leafy structures. This work demonstrated the ability of a neural network to predict the soil-plant transfer factor for ^{90}Sr , based on some of the physical and chemical properties of soils.

Keywords: Artificial Neural Networks, ^{90}Sr , Soil-Plant Transfer Factor, Soil Properties.

Sumário

1 INTRODUÇÃO	1
1.1 Justificativa	11
1.2 Objetivos	12
1.2.1 Objetivo Geral	12
1.2.2 Objetivos Específicos	12
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	13
2.1 A Dinâmica de Radionuclídeos Artificiais no Sistema Solo-Planta.....	13
2.2 Fator de Transferência Solo-Planta.....	16
2.3 Componentes, Propriedades Físico-Químicas do Solo e sua Reatividade.....	17
2.4 A Absorção Radicular e o Transporte de Radionuclídeos nas Plantas	26
2.5 A contaminação do Sistema Solo-Planta por Estrôncio	32
3 REDES NEURAIS ARTIFICIAIS	35
3.1 Características Gerais	36
3.1.2 Características específicas.....	39
3.2 Processo de Aprendizagem	39
3.2.1 Backpropagation	40
4 METODOLOGIA	42
4.1 Aquisição de Dados	42
4.2 A Escolha dos Parâmetros Pedológicos que influenciam significativamente a Absorção do ⁹⁰ Sr pelas Plantas.....	42
4.3 Estrutura e Adaptação do Banco de Dados	44
4.4 O Treinamento da Rede Neural e o Teste de Robustez	47
5 RESULTADO E DISCUSSÕES	49
5.1 Categorias de Vulnerabilidade dos solos à Contaminação por ⁹⁰ Sr.....	49
5.2 Indicadores de Processos da Vulnerabilidade dos	

Solos à Contaminação por ^{90}Sr	52
5.3 Resultados de correlação gerados pela RNA.....	52
6 CONCLUSÃO	59
6.1 Conclusões.....	59
6.2 Recomendações	60
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	61

Lista de Figuras

Figura 2.1 Exemplo didático da dispersão e deposição de radionuclídeos	13
Figura 2.2 Processos de entrada e saída de radionuclídeos no sistema solo-planta	15
Figura 2.3 Representação das Argilas do Tipo 2:1	20
Figura 2.4 Representação das Argilas do Tipo 1:1	21
Figura 2.5 Efeito do pH nas cargas variáveis dos oxihidróxidos de Fe	22
Figura 2.6 Mecanismos de Sorção.....	25
Figura 2.7 Processos de absorção e transporte de nutrientes para o interior da célula vegetal.....	28
Figura 2.8 Translocação de nutrientes no xilema e no floema	30
Figura 3.1 Modelo funcional de uma RNA.....	37
Figura 3.2 Esquema de Unidade McCulloch-Pitts	38
Figura 3.3 Esquematização dos tipos de aprendizado da RNA	40
Figura 3.4 Rede Neural de três camadas, três entradas e uma saída.....	41
Figura 5.1 Valores de FT para ^{90}Sr presentes no banco de dados reportados em função dos valores de pH para cereais	51

Figura 5.2 Valores de FT para ^{90}Sr presentes no banco de dados reportados em função dos valores de pH para folhosos.....	51
Figura 5.3 Valores de FT para ^{90}Sr observados para folhosos comparados aos previstos pela RNA através do dado de produção p21	56
Figura 5.4 Valores de FT para ^{90}Sr observados para cereais comparados aos previstos pelo teste da RNA do dado de produção p12	57

Lista de Tabelas

Tabela 2.1 Percentual de participação de cada via de absorção no fornecimento de nutrientes pelo solo para a cultura do milho.	27
Tabela 2.2 Particularidades do Ca em relação ao solo e a fisiologia vegetal	31
Tabela 4.1 Exemplos de trabalhos que citam os parâmetros pedológicos críticos para absorção do ⁹⁰ Sr pelas plantas	43
Tabela 4.2 Valores de FT para 90Sr observados em cereais, seus respectivos parâmetros pedológicos e referências.	44
Tabela 4.3 Valores de FT para 90Sr observados em folhosos, seus respectivos parâmetros pedológicos e referências.	46
Tabela 5.1. Indicadores utilizados para a análise da vulnerabilidade dos solos à contaminação por 90Sr.	52
Tabela 5.2 Resultados das correlações obtidas nos testes de robustez das RNAs para folhosos	53
Tabela 5.3 Resultados das correlações obtidas nos testes de robustez das RNAs para cereais	54

Lista de Siglas

CAPES – Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior

CTC – Capacidade de troca catiônica

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

FT – Fator de Transferência Solo-Planta

IAEA – International Atomic Energy Agency

IUR – International Union of Radioecologists

MO – Matéria Orgânica

RNAs – Redes Neurais Artificiais

CAPITULO I

1. INTRODUÇÃO

A radioatividade natural presente na Terra é originada pela radiação cósmica, pela radiação cosmogênica (formada da reação de raios cósmicos com elementos na atmosfera terrestre) e por elementos radioativos encontrados na crosta terrestre, compostos por radionuclídeos com meia-vida extremamente longa, e os radionuclídeos secundários, que são seus produtos de decaimento. Dentre os radionuclídeos que contribuem de forma significativa para a radiação natural estão o ^{40}K e os elementos das séries radioativa do ^{238}U e ^{232}Th .

A partir do século XX começaram a ser introduzidas no meio ambiente as contribuições antropogênicas, resultantes de testes nucleares ou oriundas de emissões acidentais ou liberações de rotina de radionuclídeos, provenientes do processo operacional de produção de energia em centrais nucleares. A contaminação radioativa do ambiente causada por testes nucleares ou acidentes nucleares pode cobrir extensas áreas de superfície e incluir áreas urbanas (telhados, paredes, ruas, quintais, parques), áreas agrícolas, áreas improdutivas e regiões florestais. Efetivamente, uma quantidade significativa de radionuclídeos foi liberada para a atmosfera na década de 50 e início da década de 60, quando cerca de 400 testes nucleares foram realizados, com detonação na atmosfera. Em 1967, por exemplo, ventos de 160 km/h dispersaram sedimentos contendo material radioativo provenientes do lago seco de Karachai em Mayak, na Rússia, sobre uma região de aproximadamente 3000 km^2 . Estima-se que cerca de 2.10^{13}Bq de radionuclídeos (principalmente ^{90}Sr e ^{137}Cs) foram distribuídos por uma distância de 75 km durante este evento. (IAEA, 2001; IAEA, 2002)

Os principais radionuclídeos liberados por testes atmosféricos, para efeito de exposição na população, foram: ^{14}C (meia-vida de 5730 anos), ^{137}Cs (meia-vida de 30 anos), ^{90}Sr (meia-vida de 28,8 anos) e ^{3}H (meia-vida de 12 anos). Traços destes radionuclídeos oriundos dos testes nucleares ainda são

encontrados no solo e alimentos do mundo todo, com uma contribuição de cerca de 1% da exposição total anual (ROCHEDO, 2007).

No entanto, uma das principais fontes de radionuclídeos artificiais para o meio ambiente, provém da indústria de energia termonuclear que, com seus três grandes acidentes conhecidos, Three Mile Island (1979), Chernobyl (1986) e Fukushima (2011), contribuíram de forma significativa para o aumento das concentrações radionuclídeos de meia-vida longa nos mais diversos ecossistemas.

O acidente na Usina Nuclear de Fukushima Daiichi em março de 2011 resultou na liberação de grandes quantidades de materiais radioativos (ex. ^{89}Sr , ^{90}Sr , ^{131}I , ^{134}Cs e ^{137}Cs) diretamente da usina para o ambiente marinho. Além disso, materiais radioativos liberados na atmosfera foram depositados posteriormente nas águas costeiras da região de Fukushima e no Pacífico Norte (GARCIA-ORELLANA et al., 2009; GULIN et al., 2013)

O acidente de Chernobyl ocorreu na Unidade 4 da central nuclear, pouco depois da meia-noite de 26 de abril de 1986. A explosão e queima do núcleo do reator por 10 dias, liberou cerca de 14 EBq de substâncias radioativas dos quais incluem-se 1,8 EBq de ^{131}I , 0,085 EBq de ^{137}Cs e outros isótopos Cs, e 0,01 EBq de ^{90}Sr e 0,003 EBq de radioisótopos Pu. Como resultado do acidente com o reator número 4 da Usina Nuclear de Chernobyl, o meio ambiente foi contaminado com materiais radioativos, dos quais a atividade total resultou em aproximadamente 12,5EBq de contaminação por radionuclídeos de meia vida maior que um dia, ($1 \text{ EBq} = 10^{18} \text{ Bq}$), dos quais 6,5 EBq de gases nobres. (IAEA 2001).

De acordo com informações publicadas pela IAEA (2005), os maiores impactos dos acidentes nucleares se dividem em três categorias: os impactos físicos na saúde e no meio ambiente; os impactos psicossociais sobre as populações afetadas; e os impactos na expansão da indústria nuclear, quando muitos países decidiram reduzir ou encerrar novas construções de instalações nucleares. Os impactos físicos marcaram Chernobyl como o mais grave dos acidentes nucleares da história, com cerca de 4000 mortes atribuídas a ele. As

explosões que destruíram o núcleo do reator liberaram na atmosfera uma grande quantidade de radionuclídeos que contaminou grandes áreas da Bielorrússia, da Rússia e da Ucrânia. O acidente afetou os centros urbanos, lavouras, florestas, rios, peixes e animais silvestres. Somente nestes três países mais afetados, cerca de 800000 hectares de terras agrícolas se tornaram improdutivas e a produção de madeira foi interrompida em cerca de 700000 hectares de floresta (IAEA, 2005). Este acidente afetou também grandes áreas da Europa. Uma área de mais de 200000 km² na Europa foi contaminada com césio (considerando-se apenas os valores acima de 37 kBq.m⁻² de ¹³⁷Cs). A deposição altamente heterogênea foi influenciada pela presença ou ausência de chuva durante a passagem de massas de ar contaminadas. Para melhor avaliar a deposição do material liberado na atmosfera, escolheu-se como radionuclídeo representativo o ¹³⁷Cs para o mapeamento, porque era fácil de medir e de elevada importância radiológica. A maior parte do estrôncio e dos radioisótopos do plutônio foi depositada próximo ao reator (menos de 100 km), devido à sua associação às partículas maiores. A liberação e a deposição de isótopos de iodo radioativo tiveram impacto imediato na Federação da Rússia, Ucrânia e Bielorrússia, pois o radionuclídeo depositado nos pastos foi rapidamente transferido para o leite, o que levou a doses significativas na tireoide dos consumidores de leite da região, especialmente as crianças. O acidente de Chernobyl gerou grande parte do background científico relacionado à gestão de áreas agrícolas contaminadas.

A vasta dispersão do ¹³⁷Cs promovida por testes e acidentes nucleares no século passado (e.g. Trinity (EUA), Chernobyl (URSS)) constituiu uma oportunidade ímpar para examinar sua dinâmica radioecológica (RUDGE et al., 1993), e os parâmetros mais relevantes que controlam tal dinâmica estão bem estabelecidos (AVERY, 1996; DELVAUX et al., 2000).

Efetivamente, a literatura científica é abundante em informações sobre o comportamento de ¹³⁷Cs em ecossistemas terrestres (ALEXAKHIN 2006). Porém, este volume de conhecimento foi gerado em busca de quantificar e solucionar os impactos radioecológicos desta dispersão teve por base eventos ocorridos em ecossistemas de clima temperado (ALEXAKHIN, 2006).

Recentemente, vários trabalhos realizados em solos de clima tropical para elucidar o comportamento de radionuclídeos pontuam a peculiaridade destes, face às generalizações estabelecidas com base na experiência de Chernobyl (WASSERMAN, 2009; WASSERMAN et al., 2011; TAGAMI et al., 2012).

Apenas alguns poucos radionuclídeos assumiram grande significância. Dois deles, os radionuclídeos de meia-vida longa ^{90}Sr e ^{137}Cs são considerados os mais importantes.

Dentre os radionuclídeos artificiais, liberados na atmosfera, oriundos de testes ou acidentes nucleares, o ^{90}Sr e o ^{137}Cs , são os elementos mais importantes no que se refere à contaminação do sistema solo-planta, pois são radionuclídeos de meia vida longa, relativamente solúveis, que apresentam grande mobilidade ecológica, por serem análogos químicos de nutrientes essenciais (Ca e K respectivamente), propiciando semelhanças na ciclagem biológica (ENDO, 1978; WHICKER, 1983; KROUGLOV et al., 1996).

A transferência de radionuclídeos do solo para as plantas determina a extensão da contaminação radioativa de alimentos e, por consequência, o risco de exposição da população à radioatividade devido à ingestão desses alimentos (WASSERMAN, et al., 2002b). Além dos riscos radiológicos, o impacto socioeconômico da contaminação radioativa dos solos pode se estender por décadas em escalas regionais e até mesmo internacionais (BAY E OUGHTON, 2005).

De um modo geral, estudos realizados sobre a transferência solo/planta de radionuclídeos em sistemas agrícolas realçam que o padrão de absorção de radionuclídeos é influenciado pelas propriedades físico-químicas do radionuclídeo; metabolismo e fisiologia da espécie e propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (ROCHEDO E WASSERMAN, 2007) Deve-se considerar ainda que as práticas agrícolas de adubação, calagem e irrigação, modificam algumas características dos solos e por isso influenciam de maneira marcante os processos de absorção radicular.

Modelos radioecológicos como o ECOSSYS estimam a transferência de radionuclídeos entre os diferentes compartimentos de um ecossistema até

chegar ao homem. Os valores que quantificam interações entre os diferentes compartimentos (água, ar, solo, plantas, etc.) são referenciados como parâmetros. Modelos matemáticos de avaliação de risco, normalmente fazem uso da relação entre a atividade do radionuclídeo na planta em sua fase de maturação e da atividade do radionuclídeo no substrato, referida como fator de transferência solo-planta (FT), para estimar a transferência de radionuclídeos e outros elementos de interesse através da cadeia alimentar (MORTVERDT, 1994; JAMES E DILEEP 2011). A existência de diferentes tipos de solos, de vegetação e níveis de tecnologia envolvidos na produção agrícola, resulta em uma grande dispersão dos valores de fatores de transferência solo/planta (FT) medidos para um determinado elemento. A complexidade física, química e biológica dos diferentes cenários integrados nos valores de FT dificulta o uso de valores genéricos, visto que os mesmos podem subestimar riscos ou superestimá-los.

MORTVEDT (1994), em seu artigo de revisão, relata que apesar dos valores de FT serem sistematicamente empregado em estudos do comportamento de radionuclídeos em sistemas terrestres, a gama de parâmetros envolvidos neste valor (e.g.: concentração do radionuclídeo no substrato, forma química dos radionuclídeos no solo, espécie vegetal) e ampla variação observada dos valores de TF, dificultam a análise estatística para a modelagem dos sistemas.

De fato, SIMON E IBRAHIM (1987) observaram, com base em dados da literatura, bem como em seus dados próprios, que a absorção vegetal de radionuclídeos não está linearmente relacionada com a concentração dos mesmos nos solos, visto que o FT pode se manter inalterado diante de incrementos na concentração do solo.

A expansão dos estudos radioecológicos pós Chernobyl, vem contribuindo para o avanço da radioproteção ambiental, uma vez que tais estudos têm possibilitado identificar processos pelos quais se pode: (i) manipular com certa eficiência a mobilidade destes poluentes para fins de remediação; e (ii) inferir quanto à radiovulnerabilidade de agroecossistemas. De fato, a elucidação dos parâmetros e processos envolvidos na transferência solo-planta do ¹³⁷Cs

permitiu estabelecer os limites de influência de cada um dos indicadores da vulnerabilidade de solos à contaminação por ^{137}Cs , para cada uma das categorias de radiovulnerabilidade (PICANÇO JR, 2011). Desse modo, não só é possível mapear a vulnerabilidade de solos, como também, estimar sua transferência para plantas tendo por base análises pedológicas comuns (PICANÇO JR, 2011, SILVA, 2013).

Ao contrário do que ocorreu com o ^{137}Cs , as informações disponíveis na literatura, no que se refere ao FT solo-planta para ^{90}Sr , não atingiram ainda um patamar que possibilite a construção de modelos teóricos comportamentais ou a previsão de valores de FT. Até 2014 foram publicados somente 82 trabalhos envolvendo o comportamento do ^{90}Sr no sistema solo-planta em revistas indexadas, o que demonstra o limitado número de informações disponíveis para o ^{90}Sr . Destes trabalhos, a grande maioria foi publicada a partir dos anos 90, provavelmente devido ao acidente de Chernobyl. Somente nos últimos 5 anos foram publicados cerca de 17 artigos, o que demonstra por um lado, a atualidade do tema, e, por outro lado, a dificuldade de se gerar informações, apesar do acidente de Chernobyl.

Como reportou UCHIDA (2006), parte da deficiência na literatura sobre o comportamento do ^{90}Sr no sistema solo-planta se deve à: complexidade de sua análise radioquímica; baixas concentrações observadas em algumas espécies vegetais e/ou sua menor dispersão geográfica após uma liberação atmosférica.

De acordo com VAN-BERGEIJK et al. (1992) a relação entre as propriedades do solo e o fator de transferência solo-planta para ^{90}Sr é um tema complexo devido à gama de parâmetros envolvidos. Segundo este autor os principais parâmetros que influenciam o FT para o ^{90}Sr são: a granulometria, o teor de matéria orgânica (MO), o pH, o cálcio e potássio trocáveis. NGUYEN et. al. (2006), identificaram por meio de análises regressivas múltiplas que a capacidade de troca catiônica (CTC), o teor de MO, o pH, além do período de contaminação e concentração do radionuclídeo no solo explicam algo em torno de 80% da variação nos FTs, mas essa avaliação relativa variou também em função da cultura analisada.

Muitos autores têm observado que elevados valores de FT para o ^{90}Sr são característicos de solos de pH ácido (VAN-BERGEIJK et al., 1992, VIANA et al., 2007, SYSOEVA et al., 2005, FUHRMANN E LANZIROTT, 2005). NISBET E WOODMAN (2000) apontam a influência do teor de matéria orgânica no solo no FT do ^{90}Sr , uma vez que a absorção de ^{90}Sr pelas plantas em solos orgânicos é menor do que em solos minerais, em virtude da complexação entre o ^{90}Sr e a matéria orgânica.

Cálcio trocável

O Ca é um dos nutrientes fundamentais ao desenvolvimento das plantas e requerido em grandes quantidades, por isso denominado um macronutriente. O ^{90}Sr , por ser análogo químico do Ca, é absorvido de modo indiferenciado pelas plantas: sua maior ou menor absorção vai depender da sua presença na solução dos solos, e esta, por sua vez depende da dinâmica na interface solução/solo. Assim o ^{90}Sr , ao se depositar no solo, vai imediatamente competir com o Ca trocável e outros cátions bivalentes pelos sítios de troca deslocando para a solução o Ca e os outros cátions bivalentes, até um ponto de equilíbrio. Vale a pena lembrar que o poder desalojante dos cátions é consequência da Valência do cátion: (quanto maior a valência, maior o poder desalojante), do Raio iônico (quanto maior o raio iônico, maior o poder desalojante), Hidratação do cátion (quanto menos hidratado, maior é o poder desalojante e da Concentração do cátion (quanto maior a concentração, maior o poder desalojante). Assim, se o solo apresentar baixo teor de Ca trocável, a quantidade de ^{90}Sr na solução tende a ser maior, ou seja, em um solo deficiente em Ca a absorção de ^{90}S é favorecida. Porém, em um solo bem suprido em Ca, é possível que este parâmetro não tenha tanta relevância, pois mesmo diante de uma elevada atividade, a massa de ^{90}Sr ainda pode ser considerada como traço, diante da massa de Ca trocável em um solo bem suprido.

Segundo VIANA (2007), o FT do ^{90}Sr para repolho e milho se correlacionaram negativamente com o teor de Ca, corroborando a hipótese da influência do mecanismo da competição iônica do Ca no processo de absorção do ^{90}Sr .

Potássio Trocável

A deficiência de K tem um efeito estimulante sobre a absorção de Ca, Mg, N, P. No entanto, quando ocorre em elevadas concentrações sob a forma de K trocável, este tem, reconhecidamente um efeito inibidor na absorção do Ca (SOARES et al., 1983). Assim, como ocorre com o Ca, espera-se que este parâmetro possa influenciar na absorção do ^{90}Sr . E de fato, segundo VAN-BERGEIJK et al., (1992), o potássio trocável encontra-se entre os principais parâmetros que influenciam o FT para o ^{90}Sr .

Capacidade de Troca Catiônica (CTC)

A CTC refere-se ao conteúdo de cátions que um solo pode reter em decorrência da quantidade de cargas negativas presentes. Quanto maior o número de cargas negativas num solo maior será a sua capacidade em adsorver os cátions, ou disponibiliza-los, através de ligações eletrostáticas (MEURER, 2004). A título de comparação, os minerais mais comuns em solos altamente intemperizados, com a Caulinita e os oxy-hidróxidos de Fe e de Al, apresentam valores de CTC inferiores à $10 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$, enquanto os minerais comuns em solos férteis e com baixo grau de intemperismo, como a montmorilonita e a vermiculita, apresentam valores de CTC superior à $100 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$.

Segundo VIANA (2007), o FT do ^{90}Sr para milho se correlacionou negativamente e de modo significativo com a CTC, porém esta correlação não foi observada para o repolho, avaliando os mesmos tipos de solos. NGUYEN et. al., (2006), também identificaram, que a capacidade de troca catiônica (CTC) está entre os parâmetros que conseguem explicar a absorção do ^{90}Sr por plantas.

Matéria Orgânica

Apesar de representar, de modo geral, as menores frações da composição dos solos, a matéria orgânica (MO) configura um importante parâmetro para avaliar a mobilidade dos radionuclídeos no solo. A matéria orgânica do solo é formada de cargas negativas e dependentes de pH, com isso este parâmetro explica sua habilidade acentuada em reter cátions. A CTC da matéria orgânica, pode ser superior à $250 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$, enquanto, na vermiculita, este valor é de $\sim 150 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$.

Segundo VAN-BERGEIJK et al., (1992) a matéria orgânica está entre os principais parâmetros que influenciam o FT para o ^{90}Sr . AL-OUDAT et al., (2006), observaram que a absorção do ^{90}Sr diminui com o aumento do teor de matéria orgânica no solo. VIANA (2007), também observou que o FT do ^{90}Sr para o milho se correlacionou negativamente e de modo significativo, com o conteúdo de matéria orgânica no solo, porém este efeito foi menos significativo para a cultura do repolho. NISBET & WOODMAN (2000) também apontam a influência do teor de matéria orgânica no solo no FT do ^{90}Sr , uma vez que a absorção de ^{90}Sr pelas plantas em solos orgânicos é menor do que em solos minerais, em virtude da complexação entre o ^{90}Sr e a matéria orgânica.

pH

O pH do solo é um dos principais fatores que regula o comportamento e a biodisponibilidade dos radionuclídeos, pois interfere diretamente nos mecanismos de sorção, precipitação, dissolução e complexação. (VAN-BERGEIJK et al., 1992, FRISSEL et al., 2002)

VAN-BERGEIJK et al., (1992) observaram uma diminuição do FT para o ^{90}Sr , quando o pH do solo aumenta de 4,5 a 7,4. De fato, vários autores têm observado que elevados valores de FT para o ^{90}Sr são característicos de solos de pH ácido (VAN-BERGEIJK et al., 1992, VIANA et al., 2007, SYSOEVA et al., 2005, FUHRMANN & LANZIROTT, 2005)

Como se pode observar, essa complexidade dificulta o estabelecimento dos limites e amplitudes de ação de cada um dos fatores envolvidos no processo, e por consequência, o peso dos mesmos no valor do FT. Neste contexto a ferramenta matemática das Redes Neurais Artificiais (RNAs) surge como uma opção inovadora para a análise dos valores de FT para ^{90}Sr existentes até o presente momento e sua inter-relação com as propriedades físico-químicas dos solos, visto que, uma de suas principais aplicações consiste na solução de problemas de classificação e reconhecimento de padrões. Assim, o treinamento de uma rede neural poderia ser capaz de prever um valor de FT solo-planta desde que todos os parâmetros envolvidos no processo pudessem ser considerados.

1.1. JUSTIFICATIVA

Várias têm sido as tentativas em modelar o comportamento do ^{90}Sr em solos, de modo a prever os processos de absorção radicular, traduzidos matematicamente como Fator de Transferência solo-planta. No entanto, a dificuldade na determinação radioquímica do ^{90}Sr e suas baixas concentrações observadas em algumas espécies vegetais, têm inviabilizado estudos mais complexos e com grande abrangência ambiental. Considerando a extensão geográfica que uma contaminação radioativa possa atingir e a variedade de cenários existentes, o treinamento de uma rede neural com base em valores de FT para culturas de referência, obtidos tanto em clima tropical como em clima temperado, se justificaria diante da possibilidade de se gerar valores de FT, acrescentando uma nova ferramenta de análise desses valores e auxiliando na realização de experimentos ou de estudos *in situ*, reduzindo também a exposição radiativa relacionada às atividades experimentais. Além disso, a disponibilidade prévia do FT para uma determinada área agrícola permite uma gestão diferenciada, rápida e mais eficiente, em termos de radioproteção; permite também avaliar a radiovulnerabilidade de solos, que por fim auxilia no planejamento de ações de emergência a curto, médio e longo prazo, na escolha das ações de remediação de solos contaminados, como também na escolha de locais adequados para o armazenamento de rejeitos e/ou instalações nucleares.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo Geral

Este trabalho tem como objetivo geral aplicar o método computacional de RNAs a um banco de dados criado com base em informações disponíveis na literatura nacional e internacional especializada, para prever valores de FT para ^{90}Sr em função de parâmetros físico-químicos de solos.

1.2.2 Objetivos Específicos

Mais especificamente este trabalho objetiva:

- Realizar uma revisão da literatura sobre o comportamento do ^{90}Sr no sistema solo-planta para compilar valores de referência do FT oriundos da literatura especializada e identificar as propriedades físico-químicas dos solos críticas para o comportamento do ^{90}Sr no sistema solo-planta.
- Estruturar um banco de dados para fator de transferência solo-planta para ^{90}Sr associados à parâmetros físico-químicos dos solos;
- Adaptar o banco de dados para o treinamento de uma rede neural de forma a obter a previsão do Fator de transferência solo-planta tendo por base as análises pedológicas de rotina.

CAPITULO II

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1. A dinâmica de radionuclídeos artificiais no sistema solo-planta

Após a liberação de radionuclídeos na estratosfera e troposfera oriundos de testes nucleares, liberações rotineiras ou acidentais de reatores nucleares, o material sofre dispersão, e, de acordo com a dinâmica atmosférica envolvida, se deposita em diferentes regiões geográficas podendo contaminar áreas urbanas, áreas agrícolas, áreas improdutivas, regiões florestais e ambientes aquáticos (figura 2.1).

A deposição de radionuclídeos no solo e na vegetação representa o ponto de partida de sua transferência no ecossistema terrestre e na cadeia alimentar e existem dois processos principais de deposição que removem poluentes a partir da atmosfera: A Deposição seca é a transferência direta e absorção de gases e partículas por superfícies naturais, tais como a vegetação, enquanto que a deposição úmida é o transporte de uma substância oriunda da atmosfera para o solo, através da neve, granizo ou chuva (IAEA 2010).



Figura 2.1: Exemplo didático da dispersão e deposição de radionuclídeos.

Segundo Kruyts E Delvaux (2002) as interações de um elemento radioativo com o solo podem resultar na retenção dele por certos componentes do solo, na absorção por organismos vivos presentes nesse solo como, por exemplo, raízes de plantas, e/ou na migração do radionuclídeo para horizontes mais profundos.

A maioria dos radionuclídeos de meia-vida longa depositados no solo por *fallout* são sorvidos com muita eficiência pelos vários componentes do solo (MO, Minerais de Argila, sesquióxidos) e como consequência, as concentrações desses radionuclídeos na solução de solo são geralmente baixas, apesar disso, essa quantidade é de interesse fundamental para um dado radionuclídeo e para um dado solo, porque é essa fração que é a mais prontamente disponível para processos ecológicos, tais como a absorção vegetal ou a migração vertical no solo (AGAPKINA E SHCHEGLOV *et al.*, 1995), neste caso, o solo atua como barreira geoquímica.

A ressuspensão ocorre quando o vento exerce uma força que excede a força de aderência das partículas a superfície do solo, as forças em ação são o peso da partícula, a aderência e as cargas aerodinâmicas relacionadas ao fluxo de vento (IAEA2010). A partícula ressuspensa pode novamente se depositar nas superfícies aéreas das plantas e ser absorvida através de um processo amplamente conhecido, chamado absorção foliar. Quando o elemento apresenta elevada mobilidade química no solo, essa característica acaba favorecendo processos de absorção pelas raízes e translocação para outras partes do vegetal. Após a absorção radicular ou foliar, os radionuclídeos, assim como os nutrientes minerais essenciais para os vegetais, poderão ser translocados para outras partes do vegetal, em função da mobilidade do elemento no interior da planta (Comportamento similar ao do nutriente análogo químico, ⁹⁰Sr se comporta como o Ca por exemplo) e de suas necessidades metabólicas (LARCHER, 1986)

A irrigação de culturas com água contaminada oriunda de ambientes aquáticos contaminados também pode ser outra forma de entrada de radionuclídeos no sistema solo-planta como sugere a figura 2.1, que mostra a possibilidade da

utilização de um poço artesiano que teve suas águas contaminadas por radionuclídeos que migraram verticalmente atingindo o nível freático.

Assim como descrito na figura 2.2, KRUYTS E DELVAUX (2002) observaram que a colheita dos vegetais, seu consumo por animais, a migração dos radionuclídeos para fora da zona radicular, a remoção pelo vento do material depositado e o arraste pela chuva, constituem as principais vias de saída do radionuclídeo de um dado ecossistema.

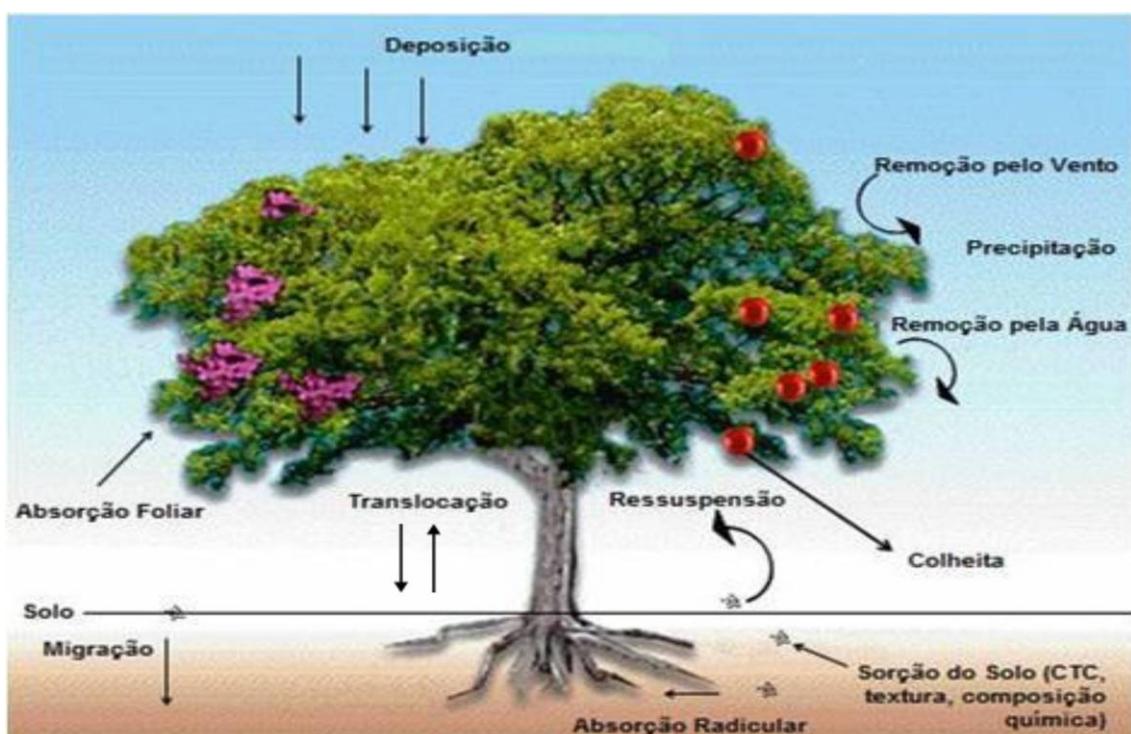


Figura 2.2: Processos de entrada e saída de radionuclídeos no sistema solo-planta. (Adaptado de VIANA, 2007)

2.2. Fator de Transferência solo-planta

FTs são usados em modelos radioecológicos como o parâmetro para a previsão da concentração de radionuclídeos em alimentos e para estimar os impactos da dose no homem (MOLLAH *et al.*, 1998)

Esse fator é calculado levando-se em conta o conteúdo total do radionuclídeo presente na parte comestível da planta cultivada segundo recomendações agronômicas regionais:

$$FT = Ap/As$$

Onde Ap é a atividade na planta em peso seco, e As é a atividade no solo em peso seco, utilizando os 20 primeiros centímetros do solo (IUR, 1989).

Os FTs podem ser expressos pela relação entre a atividade ($Bq.kg^{-1}$) de peso do vegetal seco pela atividade ($Bq.kg^{-1}$) de solo seco (IAEA, 1994) ou podem se basear na área superficial do solo e expressos em $Bq.kg^{-1}$ de peso do vegetal seco por $Bq.m^{-2}$ de superfície (FRISSEL, 2002). Segundo (CARINI, 2001), padronizou-se que os TFs serão baseados na massa de solo e referirão à média ponderada da concentração do radionuclídeo numa camada de 20 cm de profundidade para vegetais cultivados e de 10 cm para pastagens. Para facilitar as comparações de resultados, a contaminação do vegetal é calculada com base no peso seco para minimizar as diferenças devido às condições ambientais. De um modo geral, estudos realizados sobre a transferência solo/planta de radionuclídeos em sistemas agrícolas realçam que o padrão de absorção de radionuclídeos é influenciado pelas seguintes variáveis:

Propriedades físico-químicas do elemento químico: A forma química, o estado de oxidação, a concentração e a disponibilidade dos elementos no solo e, no caso de radionuclídeos, a meia vida física, são variáveis que condicionam maior ou menor absorção vegetal (CAWSE e TURNER).

Metabolismo e fisiologia da espécie: Assim como ocorre com os elementos naturais que são utilizados como nutrientes pelas plantas, a taxa de assimilação depende, em parte, das necessidades metabólicas das espécies

em relação ao elemento químico considerado (LARCHER 1986). Elementos radioativos de comportamento químico análogo a nutrientes essenciais podem ser assimilados em grande quantidade. No entanto, a idade do vegetal, a via de absorção (foliar ou radicular), as características morfológicas das espécies (profundidade das raízes e tamanho folhas) e características metabólicas (mecanismos de exclusão iônica) condicionarão maior ou menor concentração dos elementos na parte do vegetal considerada (EVANS e DEKKER, 1966)

Componentes e Propriedades físico-químicas do solo: a textura, a fertilidade, o conteúdo de matéria orgânica, o pH e sua composição mineralógica determinam o grau de disponibilidade e mobilidade de elementos traços, nutrientes e radionuclídeos (FRISSEL et al., 2002; WASSERMAN et al., 2002a). Por essa razão, cumpre lembrar que as práticas agrícolas de adubação, calagem e irrigação, modificam algumas características dos solos e por isso influenciam de maneira marcante os processos de absorção radicular.

FRISSEL et al., (2002), observaram que em solos com propriedades físicas e químicas semelhantes as espécies de um mesmo grupo de culturas, apresentam valores similares de FT solo-planta, ainda dentro deste mesmo conceito, observaram que culturas diferentes no mesmo solo apresentariam uma relação entre elas sendo possível então, ao se determinar um valor de FT para uma cultura em um determinado tipo de solo, estimar valores de FT para outras culturas no mesmo tipo de solo por meio de um fator de conversão. Neste trabalho, FRISSEL et al., (2002) sugerem como culturas de referência para determinação dos FTs os cereais e as folhosas devido ao amplo cultivo no planeta.

2.3. Componentes, Propriedades Físico-Químicas do Solo e sua Reatividade.

O solo é uma coleção de corpos naturais, constituídos por fases sólidas, líquidas e gasosas, tridimensionais, dinâmicos, formados por materiais minerais e orgânicos, contendo matéria viva e ocupando a maior porção do manto superficial das extensões continentais do planeta. (EMBRAPA 1999)

A fase sólida do solo é constituída por *minerais* e pela *matéria orgânica do solo* (MOS), cujas dimensões e arranjo espacial são os mais diversos, desde fragmentos grosseiros até materiais tão finos que apresentam propriedades coloidais (COSTA, 1991). Os espaços entre as partículas sólidas do solo estão preenchidos pelas fases líquida e gasosa (LEPSCH, 2002).

As fases líquida e gasosa.

A fase líquida do solo está intimamente associada à fase sólida e consiste de uma solução de eletrólitos minerais, substâncias orgânicas e gases em meio aquoso, pelo que é comumente chamada de solução do solo (REICHARDT, 1978). A solução do solo é o meio através do qual os íons dissolvidos se movimentam: podem ser lixiviados para camadas mais profundas, podem ser absorvidos por plantas, bem como podem se distribuir pelo campo elétrico das partículas coloidais do solo (ALLEONI et al., 2009). A concentração dos íons na fase líquida é controlada pela interação com os íons ligados aos componentes da fase sólida do solo regulados, por sua vez, pelas cargas existentes em suas superfícies.

A fase gasosa, também chamada de atmosfera do solo, consiste no ar que ocupa a porosidade do solo livre de água. Sua composição é diferente da atmosfera sobrejacente devido, por um lado à atividade da biota do solo, e por outro lado, à lenta movimentação de ar em seus poros, impedindo assim o equilíbrio entre as duas atmosferas (REICHARDT, 1978).

Ambas as fases apresentam caráter dinâmico tanto quanto à proporção relativa, quanto à composição química e podem influenciar a dinâmica de solutos no solo (YARON et al., 1996) e consequentemente, a dinâmica de metais e radionuclídeos nos solos.

A fração mineral

As partículas minerais do solo podem ser classificadas tanto quanto a seu tamanho como por sua origem e composição.

Em relação à origem, existem dois tipos, denominados minerais primários e minerais secundários. Os minerais primários existentes na maior parte dos solos são aqueles componentes das rochas mais resistentes ao intemperismo químico. Por isso, permanecem mais tempo no solo, mantendo sua composição original, mas podendo fragmentar-se pela ação do intemperismo físico (LEPSCH, 2002). Os minerais secundários provêm da decomposição dos minerais primários mais suscetíveis de se alterarem.

Os minerais do solo podem também ser classificados em argila, silte e areia, conforme a dimensão de suas partículas. A fração argilosa de um solo é operacionalmente definida como qualquer partícula menor ou igual a 0,002 mm (LEPSCH, 2002). Por possuir superfície específica relativamente elevada devido ao seu tamanho reduzido, esta fração apresenta cargas elétricas em sua superfície, ou seja, apresenta ampla superfície disponível para interações eletrostáticas com a água do solo e os íons nela dissolvidos. (LEPSCH, 2002)

Em relação à composição, a fração do solo é constituída por argilas silicatadas, óxidos e oxi-hidróxidos (comumente de ferro e alumínio).

Os minerais de argila silicatados, nomeados filosilicatos, apresentam em sua estrutura lâminas, ou “folhas” de tetraedros de silício e octaedros de alumínio.

As argilas que possuem duas lâminas de tetraedro de sílica e uma de octaedro de alumínio são do tipo 2:1 o que implica, pelo seu arranjo estrutural (Figura 2.3), na exposição de superfícies interna e externa, tornando-as quimicamente mais ativas (e,g.: montmorilonita, ilita, vermiculita). Este tipo de argila é comum em solos que não estejam sujeitos ao intemperismo intenso, como os solos de clima temperado. Nestas argilas também é comum a ocorrência da substituição isomórfica, que consiste na troca do Si^{+4} ou do Al^{+3} centrais, por outros cátions

de raio iônico semelhante, porém, de carga menor. Esta substituição gera um déficit de cargas, sem comprometer sua estrutura cristalina. Consequentemente, os minerais 2:1 apresentam cargas elétricas estruturais permanentes, ou seja, que independem das condições do meio para existir (SPOSITO, 2008; TAN, 1998). As ligações entre as camadas 2:1 adjacentes são fracas permitindo, eventualmente, a exposição também da superfície entre folhas, à solução do solo (TAN, 1998).

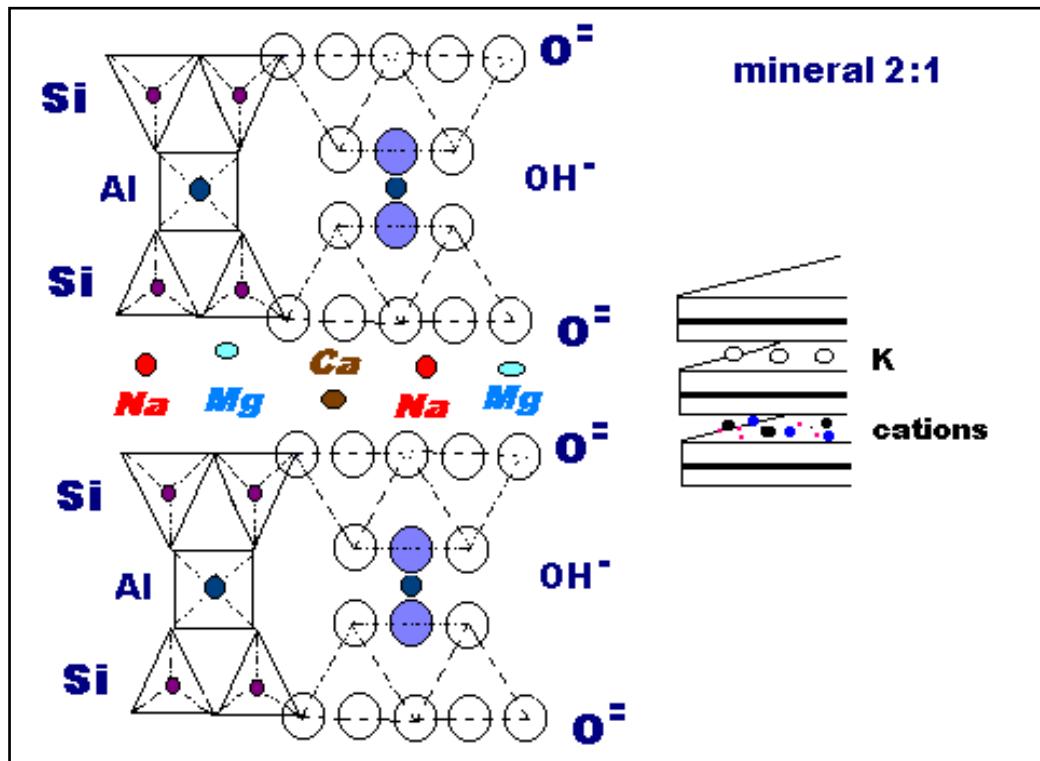


Figura 2.3: Representação das Argilas do Tipo 2:1.

As argilas que possuem uma lâmina de tetraedro de sílica e uma lâmina de octaedro de alumínio são do tipo 1:1, o que implica, pelo seu arranjo estrutural (Figura 2.4), na formação de pontes de hidrogênio, que mantêm a estrutura bastante coesa e sem a exposição das superfícies internas, tornando-as menos ativas (e,g.: caulinata, haloisita). Assim, o contato deste mineral com a solução do solo, se dá principalmente pelas bordas das folhas tetraédricas e octaédricas (MELO and WYPYCH, 2009) conforme ilustrado na figura 2.4. A substituição isomórfica na caulinata é praticamente nula, de modo que a carga permanente neste mineral, se não zero, é desprezível (SPOSITO, 2008; TAN, 1998). Por conseguinte, a carga superficial deste mineral de argila será

resultado da protonação ou deprotonação dos grupamentos aluminol ($-Al-OH$) expostos nas bordas das camadas de tetraedros de alumínio (TAN, 1998). Graças a estas *cargas variáveis* que a caulinita é capaz de adsorver reversivelmente íons dissolvidos na solução do solo.

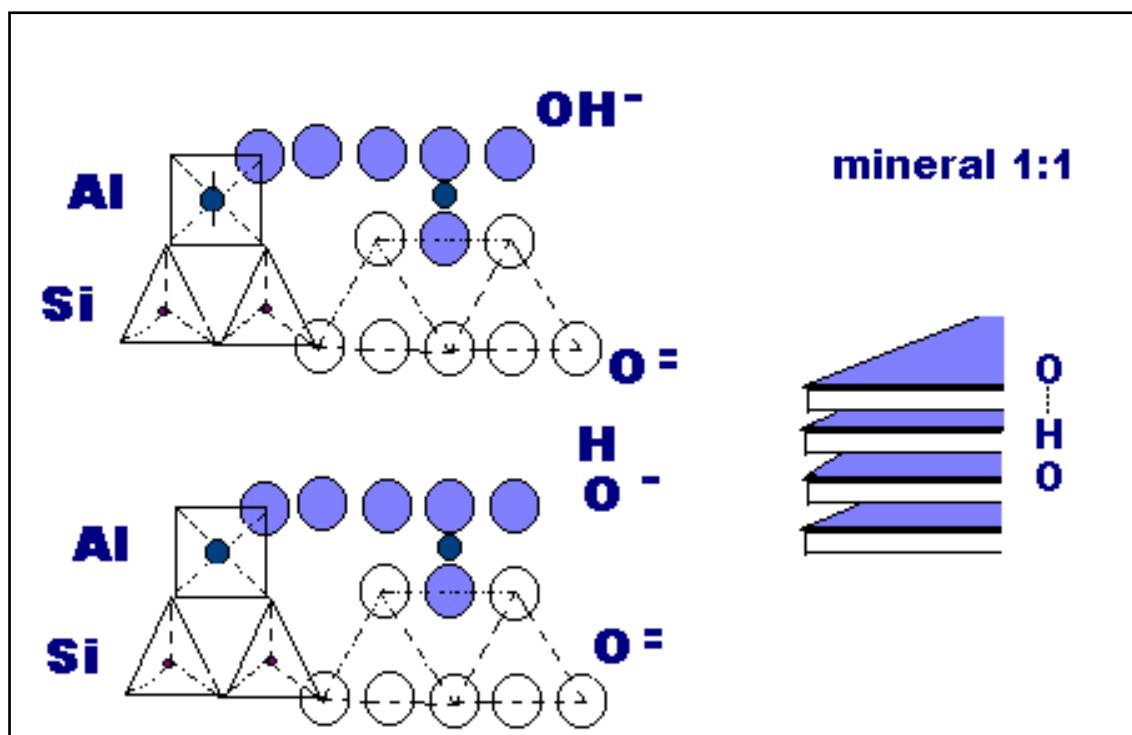


Figura 2.4: Representação das Argilas do Tipo 1:1.

Estima-se que a superfície específica da caulinita esteja entre 7 e 30 m².g⁻¹, enquanto argilas 2:1, não expansíveis, possam apresentar valores entre 60 e 100 m².g⁻¹, e as argilas 2:1, expansíveis em água, entre 600 e 800 m².g⁻¹(TAN, 1998).

Os óxidos possuem importante papel nas propriedades físico-químicas dos solos, influenciando nas reações que controlam a disponibilidade de elementos traços no sistema. De modo semelhante ao que ocorre na caulinita, a carga líquida dos óxidos de Fe e Al será resultado da protonação ou deprotonação destes grupamentos superficiais, conferindo-lhes caráter anfótero de acordo com as condições da solução do solo (SILVEIRA, 2002): em solos ácidos, as cargas positivas predominam e aumentam a capacidade de adsorção de ânions (figura 2.5). Por caráter anfótero se comprehende a capacidade de

apresentar carga variável de acordo com as condições da solução do solo, de modo que possam apresentar carga líquida positiva ou negativa (ALLEONI et al., 2009a; COSTA, 1991) conforme ilustrado na figura 2.5 .

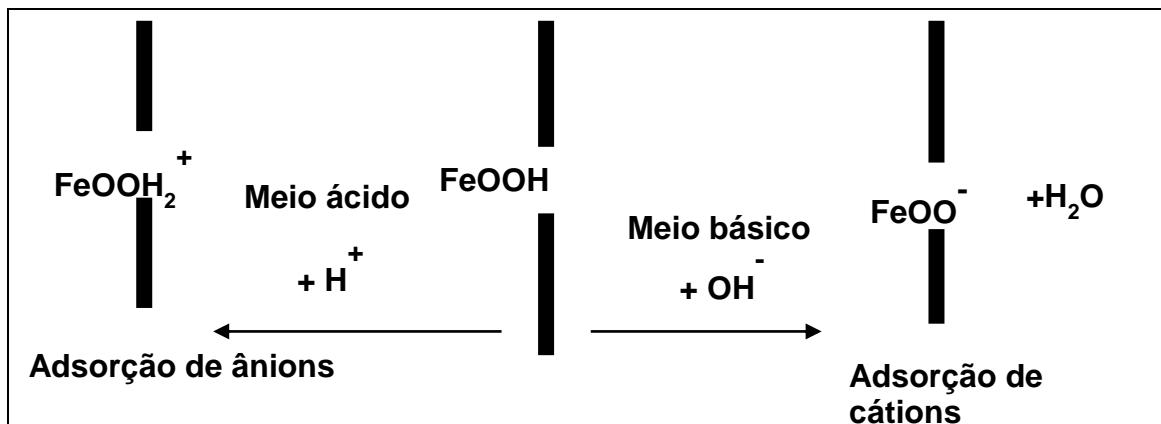


Figura 2.5: Efeito do pH nas cargas variáveis dos oxihidróxidos de Fe

Os óxidos, hidróxidos e oxihidróxidos de Fe, Al, Mn e Ti representam o clímax da mineralogia em solos. Desta forma são, assim como a caulinita, minerais característicos de solos altamente intemperizados(Kämpf et al., 2009b; Sposito, 2008). Os óxidos de Fe e Al mais comuns nestes solos são a hematita (α -Fe₂O₃), a goethita (α -FeOOH) e a gibbsita [γ -Al(OH)₃], em ordem crescente de importância (COSTA E BIGHAM, 2009).

Os minerais predominantes em solos de clima tropical diferem daqueles encontrados em solos de clima temperado, dentre outras coisas, por apresentarem superfície específica consideravelmente menor e caráter anfótero.

Os principais parâmetros da fase líquida do solo que influenciam o balanço de cargas em solos de carga variável são o pH e a força iônica(QAFOKU et al., 2004). Conforme o pH aumenta, os grupamentos hidroxil (R-OH) presentes nas superfícies da fase sólida são deprotonados e sua carga líquida torna-se negativa (R-O⁻). Por conseguinte, tornam-se capazes de adsorver cátions, ao que se chama capacidade de troca catiônica (CTC). Caso o contrário ocorra, os radicais poderão ser duplamente protonados (grupamento "aquo": R-OH₂⁺) e a carga líquida torna-se positiva, conferindo-lhe capacidade de troca aniônica

(CTA). O valor de pH no qual o balanço de cargas superficiais é nulo é o ponto de carga zero (PCZ) (ALLEONI et al., 2009a).

Segundo SOBRINHO, (2014), a força iônica, atua de forma semelhante ao pH. O pH relaciona-se à concentração de íons H⁺ em solução, porém, é a atividade dos íons dissolvidos (força iônica) que regula o balanço de cargas superficiais. Eletrólitos em solução, além de competirem pelos sítios de troca, interagem eletrostaticamente formando pares iônicos, o que reduz sua atividade. Caso haja um aumento na força iônica da solução do solo, íons adsorvidos poderão ser atraídos para a solução liberando sítios de troca na superfície dos sólidos, ou seja, expondo cargas elétricas superficiais à fase líquida, consequentemente, aumentando a densidade de cargas superficiais.

A fase orgânica

A matéria orgânica do solo (MO) refere-se a todo e qualquer material orgânico de origem biológica, vivo ou morto, nele encontrado, que passa em peneira com malha de 2,00 mm, uma vez que esta definição leva em conta tanto aspectos relacionados com a natureza da matéria orgânica, como aspectos operacionais dos métodos de amostragem e de preparo das amostras (DICK et al., 2009).

O húmus é a parte mais estável da matéria orgânica, com alta densidade de cargas elétricas em sua superfície, capazes de adsorver e trocar cátions. Segundo LEPSCH (2002), pequenas concentrações de húmus aumentam consideravelmente as características dinâmicas do solo, pelo fato de adsorver e ceder nutrientes de forma superior às argilas, justificando o fato de ser considerado de vital importância para a vida no solo.

A MO desempenha papel importante em diversas propriedades do solo graças às suas características físicas e químicas como, por exemplo, elevada superfície específica e reatividade (DICK et al., 2009). Desta forma, a MO pode influenciar a dinâmica de poluentes metálicos em solos direta ou indiretamente. Diretamente, a MO pode ligar-se a eles alterando sua *mobilidade* e, ou, sua biodisponibilidade. Indirectamente, pode influenciar a dinâmica de solutos na

interface sólido-líquido, tanto devido à sua decomposição pela *biota do solo*, como pela formação de complexos organominerais que modifiquem as características da superfície mineral (STAUNTON et al., 2002).

A MO também apresenta caráter anfótero, porém, sua superfície específica é consideravelmente maior que a dos minerais altamente intemperizados.

Mecanismos de sorção

Os elementos estáveis e radioativos adicionados aos solos se distribuem entre a solução do solo (fase líquida) e seus diversos componentes minerais e orgânicos (fase sólida). Os mecanismos de sorção referem-se aos processos envolvidos na dinâmica entre os íons dissolvidos e aqueles retidos nas superfícies dos sólidos. Quando as condições físico-químicas dos solos mudam, essa distribuição pode ser alterada: a sorção na fase sólida e sua reversibilidade (dessorção) determinam a quantidade de radionuclídeos que ficará disponível para absorção radicular (GIL-GARCÍA E RIGOL et al., 2008). Do mesmo modo, a precipitação de um mineral pode promover por absorção ou adsorção, a remoção de radionuclídeos da solução do solo, enquanto sua dissolução os libera. A figura 2.6 ilustra os principais mecanismos de transferência que ocorrem na interface sólido-líquido (SILVA, 2013).

De um modo geral, a maior parte dos elementos depositados no solo é retida de modo eficiente pelos componentes do solo. Como consequência, a concentração desses elementos na solução de solo é geralmente muito baixa, no entanto, essa quantidade é de fundamental interesse porque corresponde à fração que estará biodisponível ou potencialmente móvel no solo (AGAPKINA E SHCHEGLOV et al., 1995). A investigação do comportamento de sorção-dessorção de radionuclídeos no solo é de grande importância para a previsão do transporte e difusão no sistema solo-aquático.

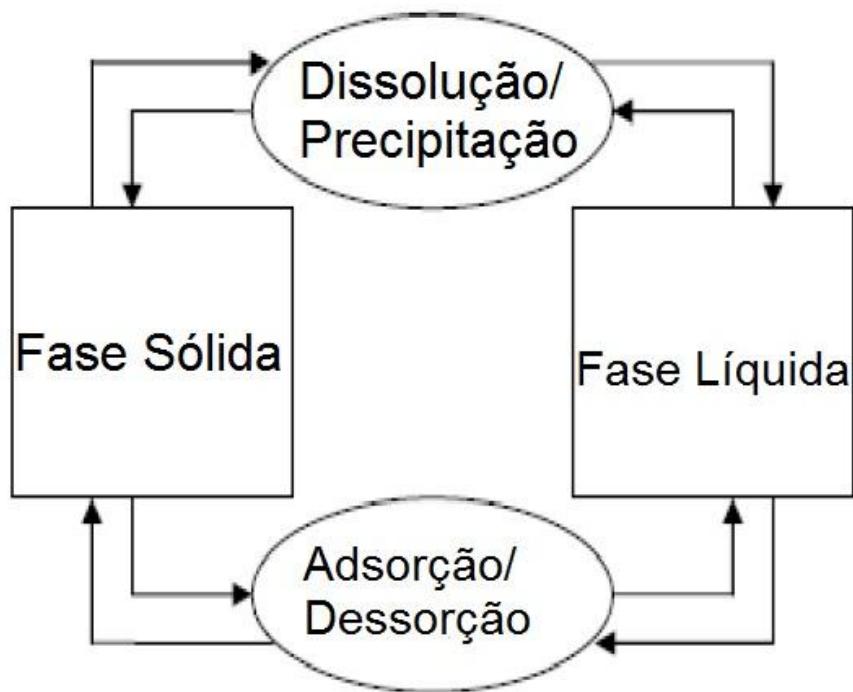


Figura 2.6: Mecanismos de Sorção (Adaptado de Silva 2013)

Dentro desse aspecto, é extremamente importante compreender os processos e as características do solo que interagem e influenciam diretamente no deslocamento ou retenção dos radionuclídeos e na sua disponibilidade para absorção radicular, que por sua vez, depende da interação do elemento com o solo, podendo variar de elemento para elemento no mesmo solo.

O comportamento e impactos radiológicos definitivos de radionuclídeos em solos são, em grande parte controlados por sua forma química e especiação, que afetam fortemente a sua mobilidade, o tempo de permanência na zona de enraizamento do solo e absorção pela biota (IAEA, 2010). VIANA (2007), em seu estudo do ⁹⁰Sr em solos brasileiros, observou em 2 anos, que a perda de ⁹⁰Sr para camadas mais profundas pode chegar a 80% do conteúdo total presente inicialmente no solo superficial. Esta redução não é compatível com a taxa de decaimento deste elemento, indicando sua migração rápida para estas camadas. Apesar da perda no conteúdo total, a biodisponibilidade permaneceu elevada e os valores de FT não variaram em função do tempo, embora os representantes de cada grupo de culturas agrícolas se relacionassem de modos bastante diferenciados, com as propriedades dos solos.

2.4. A Absorção radicular e o transporte de radionuclídeos nas plantas

A deposição dos materiais radioativos da atmosfera nas partes superficiais da planta gera a contaminação direta. Após a deposição, a contaminação das plantas ocorre principalmente por absorção superficial ou foliar, uma vez que a concentração dos radionuclídeos no solo ainda é muito superficial para atingir o sistema radicular. Com o tempo, os radionuclídeos atingem a zona radicular (em torno de 5 a 20 cm abaixo de superfície do solo) e o processo de absorção radicular passa a ser predominante na contaminação de vegetais por radionuclídeos. A absorção dos radionuclídeos do solo a partir do sistema radicular se refere à contaminação indireta (CARDOSO, 2012). Uma vez que os radionuclídeos liberados no ambiente, primeiramente entram em contato direto com a superfície do solo, assim como a parte externa dos corpos de qualquer organismo vivo que habite esse ecossistema.

Segundo LARCHER, (1986), o sistema radicular das plantas absorve os íons presentes na solução de solo e o contato entre os íons disponíveis na solução de solo e as raízes, se dá preferencialmente através de três processos diferentes: a interceptação, a difusão e o fluxo de massa.

Na tabela 2.1 é verificada a contribuição de cada um desses processos na absorção dos principais nutrientes para a cultura do milho. De acordo com essa tabela observa-se a importância do fluxo de massa e da interceptação no processo de absorção do Ca. É importante salientar que o comportamento do ^{90}Sr na planta normalmente é avaliado com base no comportamento do Ca. Essa correlação é possível devido ao fato de ambos fazerem parte do grupo dos Metais Alcalinos Terrosos, portanto, terem um comportamento químico análogo.

Tabela 2.1: Percentual de participação de cada via de absorção no fornecimento de nutrientes pelo solo para a cultura do milho.

Nutriente	Quantidade de Nutrientes Necessária para 8t de Milho	----- Porcentagem fornecida por -----		
		Interceptação	Fluxo de Massa	Difusão
N	170	1	99	0
P	35	3	6	94
K	175	2	20	78
Ca	35	171	429	0
Mg	40	38	250	0
S	20	5	95	0
Cu	0.1	10	400	0
Zn	0.3	33	33	33
B	0.2	10	350	0
Fe	1.9	11	53	37
Mn	0.3	33	133	0
Mo	0.01	10	200	0
<i>(Barber 1984)</i>				

Após o primeiro contato com a rizoderme, tem início a entrada dos nutrientes no interior dos tecidos vegetais. O caminho percorrido pelo nutriente absorvido até o interior das células vegetais é realizado junto com o movimento da água afluente para o sistema interconectado de paredes celulares e espaços intercelulares no parênquima do córtex da raiz e recebe o nome de transporte apoplasmático (figura 2.8). Esse é um processo puramente passivo, seguindo a concentração e os gradientes de carga, entre a solução do solo e o interior da raiz e só é possível devido a propriedades especiais dos sistemas de membranas celulares, que auxiliam no transporte de íons (LARCHER, 1986).

Segundo MALAVOLTA (1985), no caminho a ser percorrido pelo elemento, do meio externo até o vacúolo, verifica-se que três barreiras têm que ser vencidas; a parede celular, a membrana que rodeia o citoplasma (plasmalema), o citoplasma, a membrana que rodeia o vacúolo (tonoplasto). Como os íons são eletricamente carregados, a passagem através da membrana só é possível se: Dois íons de carga oposta forem transportados ao mesmo tempo, se um íon

dentro da célula for trocado por outro com a mesma carga ou se já existe uma diferença de potencial elétrico ao longo da membrana (LARCHER, 1986). Na figura 2.7 estão ilustrados os plasmodesmos, que são conexões entre as membranas celulares de células vizinhas e a via simplasto, que se refere à via contínua das células interligadas através dos plasmodesmos.

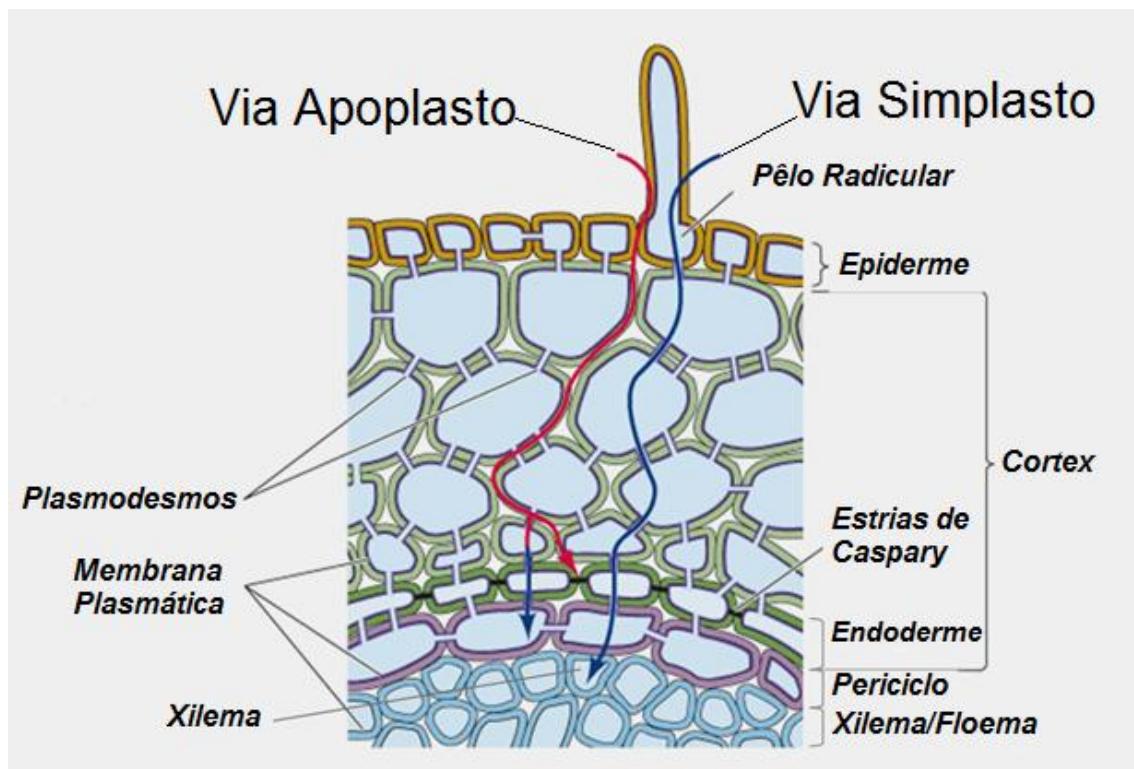


Figura 2.7: Processos de absorção e transporte de nutrientes para o interior da célula vegetal (Adaptado de SALISBURY E ROSS, 1992)

O transporte não ocorre de modo passivo, ou seja, a favor de um gradiente de concentração. É frequente a necessidade de uma planta acumular íons, preferencialmente nos vacúolos, transportando-os contra um gradiente de concentração, de maneira que as propriedades características da entrada de nutrientes na célula podem ser entendidas em termos de transporte ativo e passivo de íons.

O transporte ativo, os íons nutrientes começam seu movimento através da planta na rizoderme e no córtex da raiz, onde entram no citoplasma e movem-se através dele para o suco celular. O transporte de íons de célula para célula passa pelo vacúolo e prossegue através de uma cadeia contínua de

protoplastos vivos conectados entre si através de plasmodesmas (LARCHER, 1986)

O caminho do simplasto leva sempre ao sistema condutor do cilindro central, onde tubos crivados absorvem íons diretamente através do contato com o simplasto. Os íons fluem passivamente para dentro das traquéias e traqueídes mortas, cheias de água, seguindo o gradiente de concentração (LARCHER, 1986) . Através do sistema condutor do cilindro central, os íons absorvidos chegam ao xilema, onde são transportados para os níveis superiores das plantas. Aceita-se, de modo geral, que os minerais depois de atingirem o xilema na raiz sejam transportados de maneira ascendente na corrente transpiratória (figura 2.8) (MALAVOLTA 1985)

Segundo LARCHER (1986), nos pontos terminais da rede vascular, os íons se difundem através das paredes celulares para a superfície dos protoplastos do parênquima, onde o transporte celular de nutrientes é novamente efetuado pelo simplasto e, no processo, alguns sais são novamente estocados nos vacúolos. Na cadeia de translocação de nutrientes, o estágio limitante da taxa é a condução de íons através do simplasto, nas raízes.

Os nutrientes são deslocados para os locais específicos, onde são mais necessários, através dos sistemas de translocação de longa distância onde, devido às suas características químicas individuais, esses nutrientes podem adquirir maior ou menor mobilidade no interior da planta.

Além do xilema, outra importante via de transporte de nutrientes ocorre no floema, que tem como principais funções distribuir e redistribuir os nutrientes mais móveis também de acordo com as necessidades metabólicas da planta. Além de também ser responsável pela importante função de levar nutrientes essenciais para o crescimento das raízes, o floema e o xilema têm ligações em alguns pontos da planta, preferencialmente na raiz e nos nós dos caules (Figura 2.8).

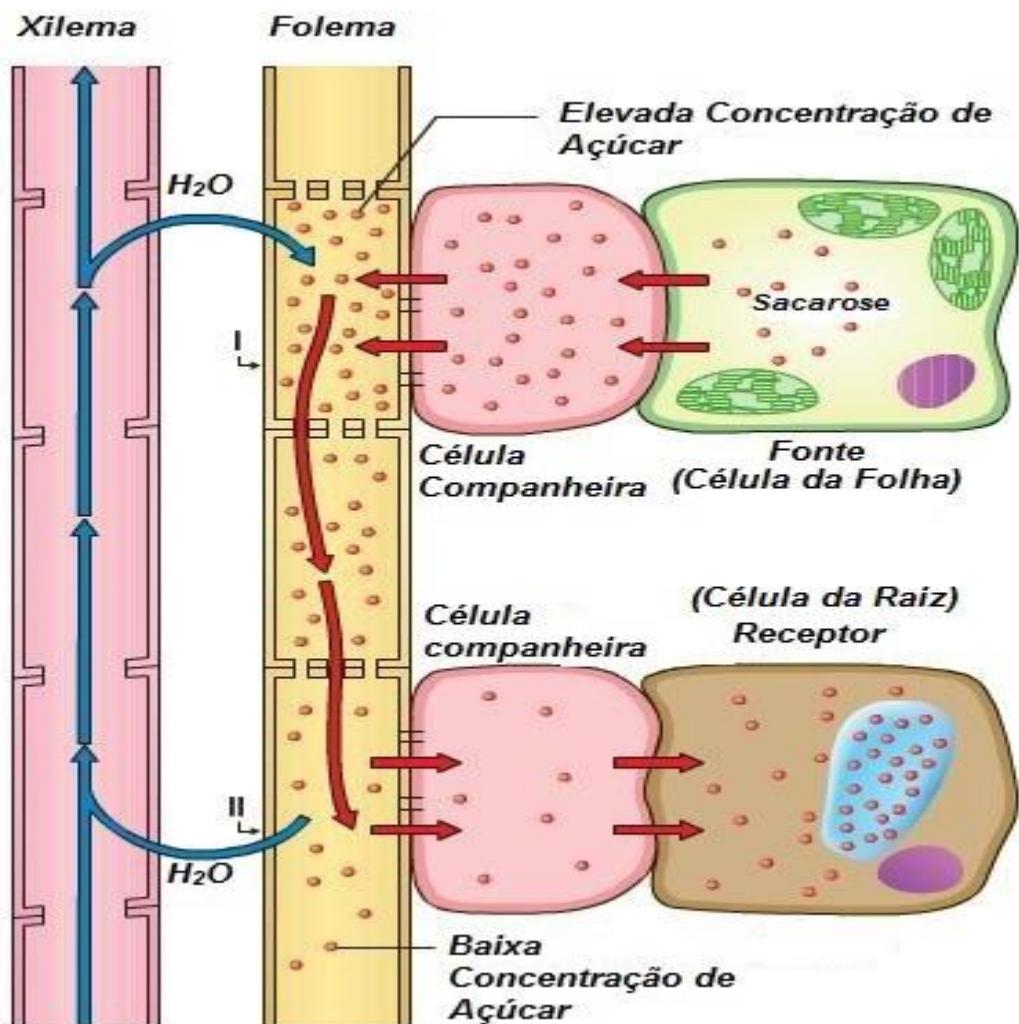


Figura 2.8: Translocação de nutrientes no xilema e no floema (Adaptado de Taiz E Zeiger, 2004)

As várias substâncias diferem na facilidade com que podem ser redistribuídas: nutrientes ligados a compostos orgânicos, como os de N, P e S, podem ser facilmente translocados. BAN-NAI E MURAMATSU (2002), realizaram experimentos em absorção e mobilidade por aplicação foliar de isótopos radioativos e relataram que Sr e Ca não foram transportadas para fora da folha, evidenciando a baixa mobilidade destes elementos no floema. Segundo LARCHER (1986), as folhas marcam o fim da rota de translocação pelo xilema. Elementos com baixa mobilidade no floema ficam acumulados também neste compartimento, ainda que tenham sido absorvidos pelas raízes, como é o caso do Ca; Na tabela 2.2 podemos observar algumas das particularidades do Ca no sistema solo planta.

Tabela 2.2: Particularidades do Ca em relação ao solo e a fisiologia vegetal (LARCHER, 1986)

Absorvido como	Função da Planta	Sítios de Acumulação	Capacidade de Transporte
Ca ⁺⁺	Regulação da hidratação (antagonismo com K+, Mg+), ativador de enzimas, regulador do crescimento em extensão basal	Folhas e Casca da árvore	Muito Baixa

Segundo LARCHER (1986) grande parte da entrada total e incorporação de sais minerais é completada na fase de crescimento da planta. Antes de começar o rápido aumento de massa, os nutrientes mais importantes devem estar disponíveis no estágio inicial do crescimento. As folhas em expansão das árvores acumulam os principais elementos nutritivos; N, P, K, entre outros, para uso posterior e, finalmente, a taxa de absorção de matéria orgânica supera a de minerais.

Essa mudança na proporção da taxa de absorção de sais minerais e matéria orgânica marca uma importante mudança de fases no desenvolvimento dos vegetais, onde o indivíduo finaliza os estágios de desenvolvimento de seus tecidos e órgãos e atinge a maturidade, ou entra na fase adulta, onde tem início um rápido aumento de massa, proporcionado pela maior absorção de MO.

Com o envelhecimento do indivíduo, o Ca e os demais elementos com baixa mobilidade no Floema, como o S, Fe, Mn e B, tendem a se acumular nas folhas (JÚNOR & SOBRINHO et al. 2008). Os elementos mais móveis, N, P, K, se concentram nas folhas jovens e sua concentração diminui em decorrência do amadurecimento e envelhecimento das folhas. Em consequência, com o passar do tempo, há um aumento característico da razão Ca : K nas folhas (LARCHER, 1986)

2.5. A Contaminação do Sistema Solo-Planta por Estrôncio

Em 1808, Sir Humphry Davy isolou o estrôncio. Porém somente em 1970 é que foi realizada a primeira detecção de estrôncio no mineral estroncianita, na Escócia, por Adair Crawford e William Cruikshank. O estrôncio faz parte do grupo dos metais alcalino-terrosos. Possui número atômico 38, massa atômica 87,62 g, grau de oxidação II, raio iônico de 132 p., temperatura de fusão de 768°C e temperatura de ebulação de 1381°C. Ioniza-se facilmente em Sr^{2+} e forma compostos solúveis com relativamente mobilidade na maioria dos sistemas ambientais (OUL-DADA *et al.*, 2001). É encontrado na natureza na forma de sulfatos, carbonatos e fosfatos: SrCO_3 , SrSO_4 , SrHPO_4 e $\text{Sr}_3(\text{PO}_4)_2$ (PIOCH, 1993), porém a celestita (SrSO_4) e a estroncianita (SrCO_3) são os minerais mais comuns. Estas formas minerais se encontram em toda a crosta terrestre, sendo mais abundantes nos EUA, no Reino Unido, na Alemanha e no México. Alguns autores observaram que o estrôncio é móvel em solos ácidos e que a sua migração em solos com elevado teor de cálcio trocável e elevada CTC é particularmente lenta, embora possa ser acelerada pela adição de fertilizantes (COUGHTREY & THORNE, 1983).

Embora no sistema solo-planta a origem do Ca seja diferenciada do ^{90}Sr , este nutriente é facilmente substituído pelo radionuclídeo, tanto nas suas funções fisiológicas, como no complexo sortivo do solo. Tal fato leva à competição entre eles por sítios de troca nos solos, e sua substituição nas estruturas e funções realizadas pelo Ca.

Segundo PIOCH *et al.*, (1993) sua assimilação no homem é rápida e importante, fixando-se nos ossos e dentes. Sua eliminação é lenta pela via biológica. Do material ingerido, 99% é assimilado. Do material assimilado, 90% se fixa no esqueleto e 10% se distribui uniformemente entre todos os tecidos moles (COUGHTREY & THORNE, 1983).

O estrôncio radioativo, ^{90}Sr , como muitos outros radionuclídeos, foi descoberto na década de 40, em experimentos nucleares relacionados ao desenvolvimento da bomba atômica. Os isótopos de estrôncio mais comuns são: ^{90}Sr (meia-vida

de 28,8 anos), ^{89}Sr (meia-vida de 50,52 dias) e ^{85}Sr (meia-vida de 64,84 dias). O ^{90}Sr emite somente partículas beta e decai para ^{90}Y , também emissor beta.

Podem ser encontrados, após uma liberação decorrente de um acidente com reator nuclear, sob as formas de hidróxido solúvel ou de carbono (PIOCH, 1993). SALBU *et al.* (1997) estudaram a mobilidade do ^{90}Sr associado a partículas de combustível e observaram que, após o acidente de Chernobyl, a deposição próxima ao reator (zona de 30 km) de partículas contendo ^{90}Sr foi alta. Com o aumento da distância, foi observado um decréscimo não apenas do nível total de atividade e da contribuição relativa de ^{90}Sr , de transurânicos e de produtos de fissão refratários, mas também do número de partículas depositadas.

O ^{89}Sr e ^{85}Sr comportam-se como o ^{90}Sr em todos os aspectos, porém as diferenças em suas meias-vidas os diferenciam em termos radioecológicos, os isótopos de meia-vida mais curta são relevantes somente imediatamente após uma liberação atmosférica, como contaminantes primários, absorvidos essencialmente pelas folhas (OUL-DADA *et al.*, 2001).

Após a deposição ocorrem processos de transformação dependentes do tempo, que influenciam na especiação dos radionuclídeos. Estes são liberados para o sistema solo-água devido aos efeitos de intemperismo sobre as partículas (SALBU *et al.*, 1997).

O ^{90}Sr se fixa menos firmemente nas matrizes dos solos do que o Cs ficando, portanto, potencialmente mais disponível para incorporação pelas raízes das plantas (UNSCEAR, 2000). No entanto, segundo Vianna (2007) observou em seu estudo do ^{90}Sr em solos brasileiros, observou, sua perda para camadas mais profundas pode chegar, em 2 anos, à 80% do conteúdo total presente inicialmente no solo superficial, redução esta, não compatível com a taxa decaimento deste elemento. Contudo, apesar da perda no conteúdo total, o percentual biodisponível permaneceu elevado e os valores de FT não variaram em função do tempo, embora os representantes de cada grupo vegetal se relacionassem de modos bastante diferenciados com as propriedades dos solos. De fato, em seu estudo sobre os FTs para Cs, Sr, Mn, Co e Zn,

radioativos, em solos japoneses, BAN-NAI *et. al.*, (2002) observaram que as concentrações de ^{90}Sr nas folhas dos vegetais tuberosos (ex. Rabanete, Cenoura e Nabo), foram muito maiores do que em suas partes radiculares. Sabe-se que a concentração de Ca na seiva do floema foi menor do que na seiva do xilema. Isso sugere que, o Ca e possivelmente o Sr (sendo quimicamente análogo ao Ca), seria acumulado nas folhas. Do mesmo modo, VIANA (2007) observou que os valores de FT foram maiores em folhosos, do que nos grãos de cereais, evidenciando uma vez mais a baixa mobilidade do ^{90}Sr no floema.

Destacados no sistema tropical estão os solos dos atóis das ilhas oceânicas, frequentemente com baixos níveis de nutrientes, altas concentrações de cálcio e alta porosidade. Esses solos foram particularmente associados a um extremo acúmulo de ^{137}Cs e baixa concentração de ^{90}Sr em plantas terrestres (TAGAMI 2012).

Capítulo III

Redes Neurais Artificiais

O cérebro humano é um sistema de processamento de informações em paralelo, não linear, altamente complexo capaz de construir suas próprias regras através do que se entende por "experiência" (Haykin, 1999). Através da experiência adquirida, o cérebro é capaz de reconhecer padrões e, diante de um padrão desconhecido, de fazer generalizações (ou interpolações) na busca por uma compreensão coerente do que está sendo observado.

Ele é composto por células especializadas conhecidas como neurônios, que se comunicam através das chamadas sinapses e são capazes de processar informações complexas em frações de segundos. A capacidade de aprender através da experiência explica o porquê de o cérebro processar informações de uma maneira completamente diferente dos computadores convencionais.

Uma rede neural artificial é uma ferramenta que busca modelar a forma como o cérebro realiza uma determina tarefa (Haykin, 1999). Ela utiliza massiva interconexão de células computacionais simples ("neurônios" ou "unidades de processamento"). Desse modo, Haykin (1999) define uma rede neural como sendo:

"um processador paralelo massivamente distribuído formado por unidades de processamento simples, que apresentam propensão natural para armazenar conhecimento experimental e disponibilizá-lo para uso"

Ainda de acordo com Haykin (1999), esta definição de redes neurais remete ao cérebro nos seguintes aspectos:

- o conhecimento é adquirido pela rede através de um processo de aprendizagem; - a intensidade das conexões entre neurônios, conhecida como peso sináptico, é usada para armazenar o conhecimento adquirido.

Dito de outra maneira, a RNA tenta simular o comportamento de aprendizagem do cérebro que, diante de uma informação nova, busca informações previamente adquiridas, ou seja, aprendidas, para compará-las com este novo conhecimento e poder defini-lo, produzindo assim uma interpretação coerente. Dessa forma o nosso cérebro aprende algo novo. Para verificar a confiabilidade da resposta dada pela RNA, se faz necessário que ela aprenda sobre o assunto em questão. Essa aprendizagem se dá através do treinamento da rede, onde lhe são apresentados os parâmetros de entrada. Com base nesta informação sua resposta de saída é comparada com uma resposta esperada, de modo que se torna possível avaliar o erro na previsão. O processo é repetido de acordo com o critério de análise do usuário para que os pesos sinápticos sejam ajustados a fim de diminuir o erro.

Uma vez que a rede é treinada, ela deve ser testada com novos padrões (dados do problema analisado) para verificar sua capacidade de generalização. Os resultados destes testes são então usados para verificar a robustez do método.

3.1.Características Gerais

Uma rede neural artificial é composta por várias unidades de processamento cujo funcionamento é bastante simples. Essas unidades geralmente são conectadas por canais de comunicação que estão associados a um determinado peso. As unidades fazem operações apenas sobre seus dados locais, que são entradas recebidas pelas suas conexões. O comportamento inteligente de uma Rede Neural Artificial vem das interações entre as unidades de processamento da rede (CARVALHO 2015).

Um modelo de ordem zero, inventado há mais de cinquenta anos, propunha exatamente isto: um pulso isolado na saída do neurônio representava uma resposta computada de acordo com alguma função booleana das entradas. Este modelo é o Neurônio de McCulloch e Pitts (KOVÁCS, 1996);

Uma função booleana é uma expressão formada por sinais de entrada (chamadas variáveis de entrada) ligados por conectivas lógicas, produzindo como resultado um único "sinal de saída". Exemplo: $S = A+B.C+(A+D)$. A variável S é uma variável de "saída" e as variáveis A, B, C e D designam-se por variáveis de "entrada". Cada valor de saída é determinado univocamente a partir dos valores lógicos das variáveis de entrada. A avaliação de uma função booleana é substituir variáveis de entrada por 0 ou 1. Exemplo 1: $F(A, B) = A+B$ (IGNACIO 2015).

O neurônio de McCulloch pode ser modelado por um caso de discriminador linear, cujas entradas são binárias. Genericamente, um discriminador linear de n entradas $\{x_1, x_2, \dots, x_n\}$ e uma saída y (KOVÁCS, 1996).

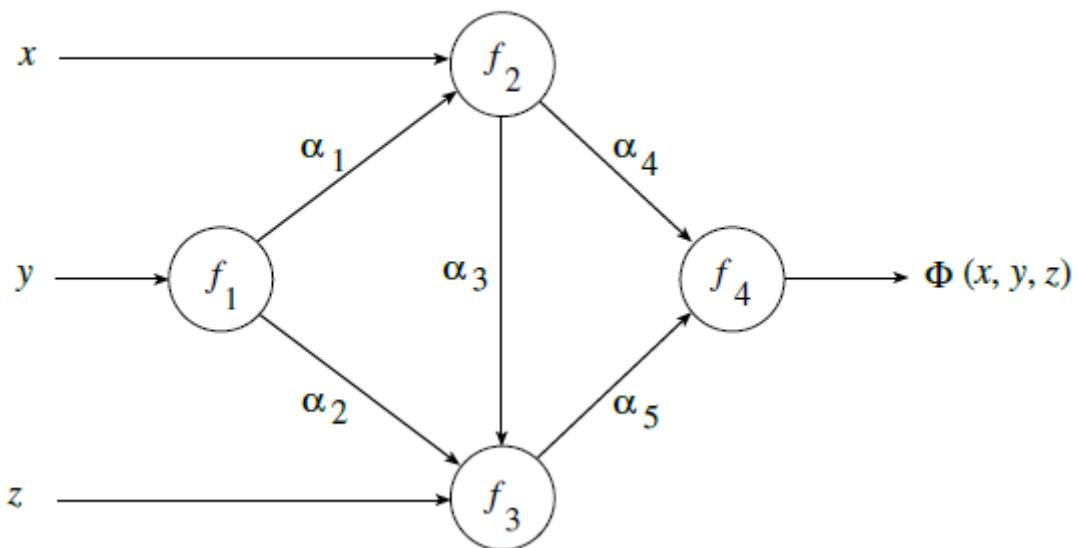


Figura 3.1: Modelo funcional de uma RNA (Adaptado de Rojas, 1996).

O Neurônio Artificial (Fig. 3.2)

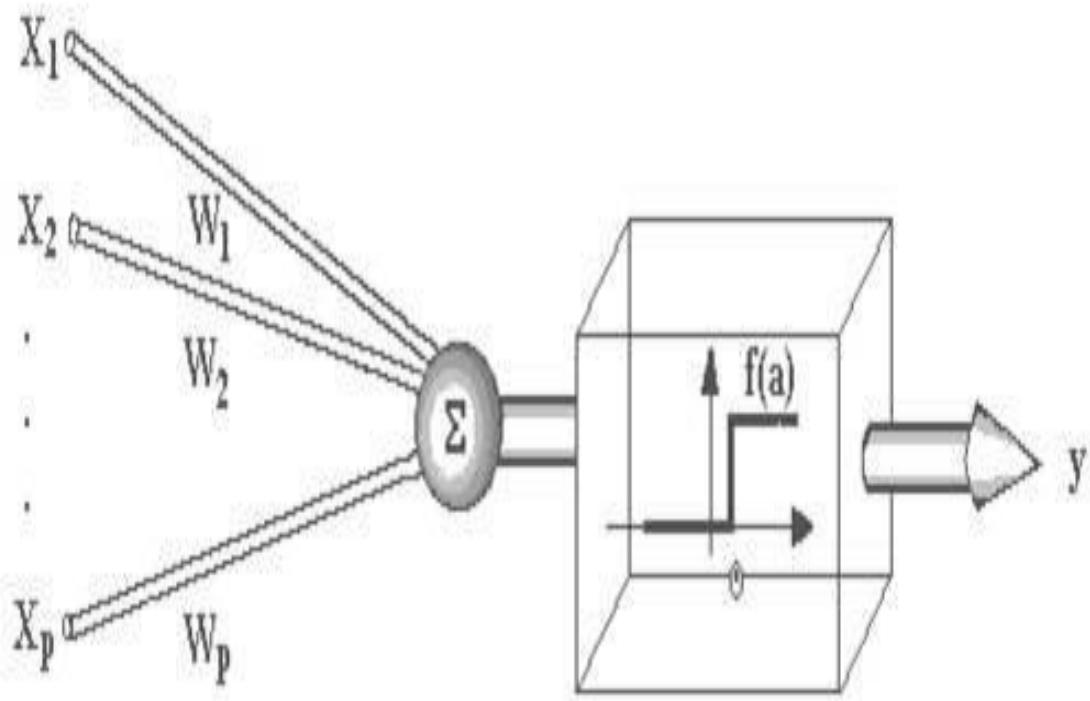


Figura 3.2: Esquema de Unidade McCulloch-Pitts (CARVALHO, 2015).

Sinais de entrada: X_1, X_2, \dots, X_p , Pesos sinápticos: W_1, W_2, \dots, W_p

Cada sinal é multiplicado por um número, ou peso, que indica a sua influência na saída da unidade. Em seguida é feita a soma ponderada dos sinais que produz um nível de atividade, se esse nível de atividade exceder um certo limite, a unidade produz uma determinada resposta de saída.

3.1.2 Características específicas

- São modelos adaptativos treináveis
- Podem representar domínios complexos (não lineares)
- São capazes de generalizar diante de informação incompleta
- Robustez (proveniente do aprendizado resultante do treinamento)
- São capazes de fazer armazenamento associativo de informações
- Processam informações espaço/temporais

3.2 Processo de Aprendizagem

A propriedade mais importante das redes neurais é a habilidade de aprender de seu ambiente e com isso melhorar seu desempenho. Isso é feito através de um processo iterativo de ajustes aplicados a seus pesos sinápticos, isto é, o próprio treinamento da rede.

Na informática o termo iterativo se refere a um processo de cálculo ou de uma estrutura de programa que emprega sequências de instruções repetidas várias vezes (Encyclopédia Larousse Cultural).

Em 1949, Hebb, um biólogo que estudava o comportamento de animais, propôs um princípio pelo qual o aprendizado em sistemas nervosos complexos poderia ser reduzido a um processo puramente local, em que a intensidade das conexões sinápticas é alterada apenas em função dos erros detectáveis localmente (KOVÁCS, 1996).

Segundo CARVALHO (2015), denomina-se algoritmo de aprendizado a um conjunto de regras bem definidas para a solução de um problema de aprendizado. Existem muitos tipos de algoritmos de aprendizado específicos para determinados modelos de redes neurais, estes algoritmos diferem entre si principalmente pelo modo como os pesos são modificados. Outro fator importante é a maneira pela qual uma rede neural se relaciona com o ambiente. Nesse contexto existem os seguintes paradigmas de aprendizado:

- Aprendizado Supervisionado, quando é utilizado um agente externo que indica à rede a resposta desejada para o padrão de entrada;
- Aprendizado Não Supervisionado (auto-organização), quando não existe um agente externo indicando a resposta desejada para os padrões de entrada;
- Reforço, quando um crítico externo avalia a resposta fornecida pela rede.

A Figura 3.3 mostra uma esquematização do Treinamento Supervisionado e do Não Supervisionado.

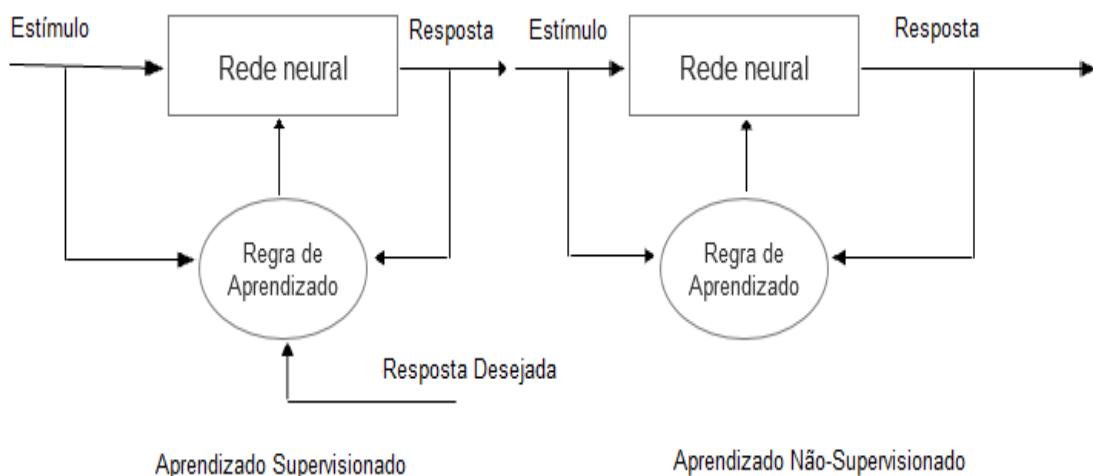


Figura 3.3: Esquematização dos tipos de aprendizado da RNA (Adaptado de CARVALHO, 2015).

A maioria dos modelos de redes neurais possui alguma regra de treinamento, onde os pesos de suas conexões são ajustados de acordo com os padrões apresentados. Em outras palavras, elas aprendem através de exemplos. Arquiteturas neurais são tipicamente organizadas em camadas, com unidades que podem estar conectadas às unidades da camada posterior (CARVALHO, 2015).

3.2.1 Backpropagation

O algoritmo de aprendizagem Backpropagation consiste num processo onde o erro resultante da comparação do resultado da camada de saída da rede com o resultado esperado, é retropropagado até a camada de entrada e os pesos vão sendo atualizados, conforme isto ocorre. Existem situações onde, através da

análise baseada no erro retropropagado, alguns neurônios podem se tornar inativos devido à insignificância de seu valor (pesos inibitórios), o mesmo ocorre de forma inversa com os pesos mais importantes, chamados de pesos excitatórios.

Segundo ROJAS (1996), o algoritmo Backpropagation busca a mínima função de erro no espaço de pesos, usando o método de gradiente descendente. A combinação de pesos que minimizam a função de erro é considerada como sendo a solução ótima para os problemas analisados. Uma vez que esse método requer o cálculo do gradiente da função de erro a cada passo da iteração, temos de garantir a continuidade e diferenciabilidade da função de erro.

A Figura 3.4 mostra uma rede multicamadas com três camadas.

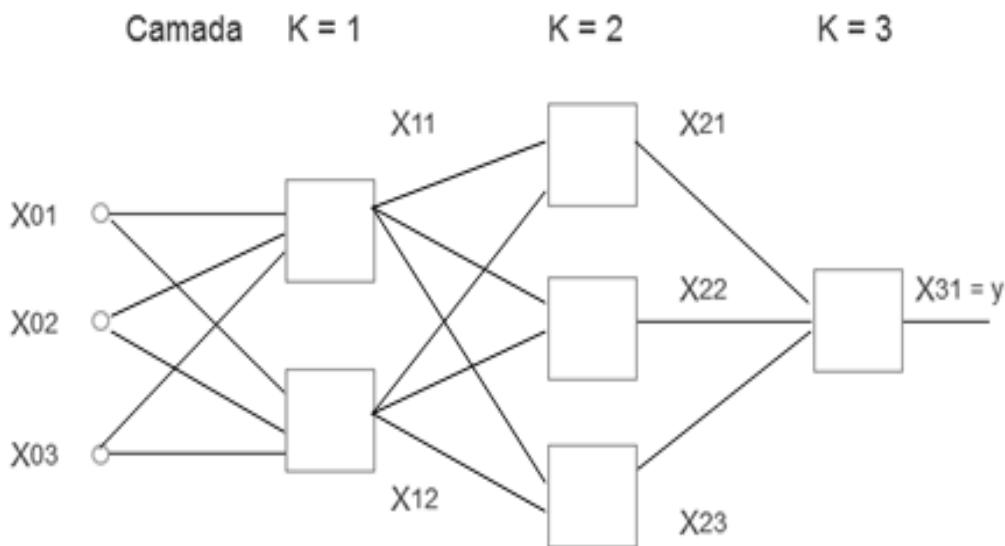


Figura 3.4: Rede Neural de três camadas, três entradas e uma saída (Adaptado de KOVÁCS, 1996).

Camada de Entrada: Onde os padrões são apresentados à rede.

Camada Intermediária ou Oculta: É onde ocorre a maior parte do processamento, onde as conexões ponderadas extraem as características.

Camada de Saída: É onde o resultado final é concluído e apresentado.

Capítulo IV

Metodologia

4.1 Aquisição de dados

Através de uma cuidadosa e extensa pesquisa bibliográfica nacional e internacional, foi possível levantar valores de FT para o ^{90}Sr e identificar as propriedades dos solos que influenciam significativamente a absorção do ^{90}Sr pelas plantas;

4.2 A escolha dos parâmetros pedológicos que influenciam significativamente a absorção do ^{90}Sr pelas plantas

De acordo com a literatura científica nacional e internacional sobre a transferência solo-planta do ^{90}Sr , os principais parâmetros pedológicos que se relacionam com este fator são: teor de Ca e K trocável, CTC, MO e pH dos solos (VAN-BERGEIJK *et al.*, 1992; NISBET E WOODMAN *et al.*, 2000; SYSOEVA *et al.*, 2005, FUHRMANN E LANZIROTT, 2005; NGUYEN *et al.*, 2006; VIANA *et al.*, 2007). Todos estes parâmetros fazem parte das análises pedológicas de rotina para fins agrícolas e estão presentes nos bancos de análises dos solos da EMBRAPA, determinados por ocasião do seu mapeamento dos principais solos do Brasil.

Alguns exemplos que justificam a escolha desses parâmetros estão descritos na tabela 4.1

Tabela 4.1: Exemplos de trabalhos que citam os parâmetros pedológicos críticos para absorção do ^{90}Sr pelas plantas.

Parâmetro	Influência	Referência
<i>Ca Trocável</i>	Macronutriente, análogo químico do ^{90}Sr, competição com o ^{90}Sr pela absorção	(VIANA 2007)
<i>K Trocável</i>	Estimula a absorção de Ca, Mg, N, P, em elevadas concentrações, tem efeito inibidor na absorção do Ca	(SOARES <i>et al.</i> , 1983)
<i>CTC</i>	Maior nº de cargas negativas num solo maior será a capacidade em adsorver os cátions, ou disponibiliza-los, através de ligações eletrostáticas	(MEURER, 2004)
<i>MO</i>	Está entre os principais parâmetros que influenciam o FT para ^{90}Sr, sua absorção diminui com o aumento do teor de MO no solo.	(VAN-BERGEIJK <i>et al.</i> , 1992), (AL-OUDAT <i>et al.</i> , 2006)
<i>pH</i>	Um dos principais fatores que regula o comportamento e a biodisponibilidade dos radionuclídeos, interfere diretamente nos mecanismos de sorção, precipitação, dissolução e complexação.	(VAN-BERGEIJK <i>et al.</i> , 1992), (FRISSEL <i>et al.</i> , 2002)

4.3. Estrutura e adaptação do banco de dados

O banco de dados foi criado para as culturas de referência estabelecidas por FRISSEL et al.(2002), cereais e folhosas, contendo somente os valores de FT para o ^{90}Sr que seguiram os critérios estabelecidos pela União Internacional de Radioecologistas (IUR, 1989) para gerar este parâmetro, e as propriedades dos solos, oriundos da literatura científica nacional e internacional. Este banco está apresentado nas tabelas 4.2 e 4.3 respectivamente para cereais e folhosas.

Tabela 4.2: Valores de FT para ^{90}Sr observados em cereais, seus respectivos parâmetros pedológicos e referências.

Cultura	FT	MO	Ca	K	pH	Referência
Arroz	2.73E-02	14	6.5	0.10	5.4	Uchida, 2006
Arroz	1.43E+00	28	25.0	0.80	6.1	Sanzharova, 2006
Arroz	4.40E-03	95	7.5	0.30	5.6	Uchida, 2006
Arroz	6.24E-03	18	20.0	0.40	5.8	Uchida, 2006
Arroz	8.41E-03	27	5.5	1.30	5.8	Uchida, 2006
Arroz	1.22E-02	64	3.2	0.30	5.5	Uchida, 2006
Arroz	3.27E-02	1.6	0.15	0.03	4.7	Viana, 2007
Aveia	7.00E-02	40	21.9	0.48	6.4	Prister, 2006
Aveia	8.05E-02	0.5	0.7	0.12	5.7	Viana, 2007
Aveia	8.40E-02	17	18.0	0.50	6.5	Sanzharova, 2006
Aveia	9.80E-02	21	20.0	0.70	5.8	Sanzharova, 2006
Aveia	1.07E-01	15	4.0	0.10	5.9	Sanzharova, 2006
Aveia	1.08E-01	30	18.0	0.70	6.3	Sanzharova, 2006
Aveia	1.84E-01	6	6.0	0.60	5.4	Sanzharova, 2006
Aveia	3.14E-01	16	8.0	0.70	5.5	Sanzharova, 2006
Aveia	3.17E-01	1.6	0.15	0.03	4.7	Viana, 2007
Aveia	4.20E-01	8	3.0	0.31	4.9	Prister, 2006
Aveia	4.50E-01	2	11.8	0.80	4.9	Steffens et al., 1988
Centeio	5.70E-02	10	13.0	0.80	5.4	Sanzharova, 2006
Centeio	1.38E-01	67	7.0	0.10	4.8	Sanzharova, 2006
Centeio	3.00E-01	115	2.4	0.18	4.6	Krouglov et al., 1997
Centeio	4.70E-01	2	2.0	0.20	4.7	Steffens et al., 1988
Centeio	4.70E-01	2	11.8	0.80	4.9	Steffens et al., 1988
Cevada	2.50E-02	28	24.0	1.20	5.2	Sanzharova, 2006
Cevada	3.00E-02	42	7.3	0.27	5.3	Krouglov et al., 1997
Cevada	3.90E-02	28	23.0	0.80	5.6	Sanzharova, 2006
Cevada	5.30E-02	23	25.0	1.10	5.9	Sanzharova, 2006
Cevada	6.00E-02	42	20.7	0.46	6.3	Prister, 2006

Tabela 4.2: Valores de FT para ^{90}Sr observados em cereais, seus respectivos parâmetros pedológicos e referências.

Cultura	FT	MO	Ca	K	Ph	Referência
Cevada	1.00E-01	20	18.0	0.70	5.8	Sanzharova, 2006
Cevada	1.14E-01	15	4.0	0.10	5.9	Sanzharova, 2006
Cevada	1.33E-01	21	16.0	0.90	6.3	Sanzharova, 2006
Cevada	1.72E-01	18	20.0	0.70	5.7	Sanzharova, 2006
Cevada	1.74E-01	7	7.0	0.60	5.5	Sanzharova, 2006
Cevada	2.20E-01	42	7.3	0.27	5.3	Krouglov et al., 1996
Cevada	4.50E-01	2	2.0	0.20	4.7	Steffens et al., 1988
Cevada	5.00E-01	115	2.4	0.18	4.6	Krouglov et al., 1996
Cevada	6.61E-01	80	0.7	0.70	5.4	Twining, 2006
Milho	3.23E-03	2.1	4.04	0.18	6.5	Viana, 2007
Milho	5.35E-03	2.1	3.9	0.12	7.6	Viana, 2007
Milho	5.36E-03	2.1	3.9	0.12	7.6	Viana, 2007
Milho	8.32E-03	2.1	4.04	0.18	6.5	Viana, 2007
Milho	9.94E-03	2.1	3.9	0.12	7.6	Viana, 2007
Milho	1.69E-02	2.1	3.9	0.12	7.6	Viana, 2007
Milho	1.70E-02	2.1	3.9	0.12	7.6	Viana, 2007
Milho	1.91E-02	2.1	3.9	0.12	7.6	Viana, 2007
Milho	2.01E-02	2.1	3.9	0.12	7.6	Viana, 2007
Milho	2.16E-02	2.1	3.9	0.12	7.6	Viana, 2007
Milho	4.00E-02	1.6	0.15	0.03	4.7	Viana, 2007
Milho	5.00E-02	42	7.3	0.27	5.3	Krouglov et al., 1996
Milho	9.00E-02	42	7.3	0.27	5.3	Krouglov et al., 1996
Milho	9.90E-02	15	18.0	0.70	5.9	Sanzharova, 2006
Milho	3.20E-01	2	11.8	0.80	4.9	Steffens et al., 1988
Milho	1.00E-02	13	12.0	0.80	7.9	Al-Oudat Mohammad, 2006
Milho	1.00E-02	7	19.0	1.20	8.1	Al-Oudat Mohammad, 2006
Sorgo	9.78E-01	28	23.0	0.80	5.6	Sanzharova, 2006
Trigo	6.20E-03	57	57.6	0.49	7.5	LiJianguo, 2006
Trigo	4.80E-02	29	28.0	1.10	6.3	Sanzharova, 2006
Trigo	6.70E-02	29	25.0	0.90	6.1	Sanzharova, 2006
Trigo	9.20E-02	28	25.0	0.80	6.1	Sanzharova, 2006
Trigo	9.28E-02	0.5	0.7	0.12	5.7	Viana, 2007
Trigo	1.28E-01	20	7.0	1.40	6.7	Sanzharova, 2006
Trigo	1.76E-01	7	12.0	0.50	5.5	Sanzharova, 2006
Trigo	2.00E-01	115	2.4	0.18	4.6	Krouglov et al., 1996
Trigo	3.20E-01	2	2.0	0.20	4.7	Steffens et al., 1988
Trigo	3.60E-01	10	2.7	0.42	4.8	Prister, 2006
Trigo	4.00E-01	115	2.4	0.18	4.6	Krouglov et al., 1996
Trigo	8.90E-01	9	10.3	0.51	7.5	Molah et al., 1998

Tabela 4.3: Valores de FT para ^{90}Sr observados em folhosos, seus respectivos parâmetros pedológicos e referências.

Cultura	FT	MO	Ca	K	pH	Referência
Alface	4.80E-01	1.9	2.0	0.20	4.7	Steffens et al., 1988
Alface	4.80E-01	2.4	11.8	0.80	4.9	Steffens et al., 1988
Espinafre	3.40E-01	1.9	2.0	0.20	4.7	Steffens et al., 1988
Espinafre	3.40E-01	2.4	11.8	0.80	4.9	Steffens et al., 1988
Espinafre	9.80E-01	8.5	10.3	0.51	7.5	Molah et al., 1998
Grama	9.10E-01	8.5	10.3	0.51	7.5	Molah et al., 1998
Repolho	3.52E-02	2.1	4.0	0.18	6.5	Viana ,2007
Repolho	9.99E-02	2.1	3.9	0.12	7.6	Viana, 2007
Repolho	1.67E-01	2.1	3.9	0.12	7.6	Viana, 2007
Repolho	1.75E-01	2.1	3.9	0.12	7.6	Viana, 2007
Repolho	1.89E-01	28.0	32.0	0.70	6.4	Sanzharova, 2006
Repolho	2.33E-01	2.1	3.9	0.12	7.6	Viana, 2007
Repolho	3.88E-01	2.1	3.9	0.12	7.6	Viana, 2007
Repolho	5.20E-01	2.1	3.9	0.12	7.6	Viana, 2007
Repolho	5.71E-01	2.1	3.9	0.12	7.6	Viana, 2007
Repolho	6.13E-01	28.0	23.0	0.90	5.8	Sanzharova, 2006
Repolho	6.25E-01	29.0	23.0	0.80	5.6	Sanzharova, 2006
Repolho	7.57E-01	13.0	6.0	1.10	4.6	Sanzharova, 2006
Repolho	7.60E-01	8.5	10.3	0.51	7.5	Molah et al., 1998
Repolho	7.60E-01	9.0	8.0	0.50	7.0	Sanzharova, 2006
Repolho	8.00E-01	28.0	30.0	1.30	7.0	Sanzharova, 2006
Repolho	8.75E-01	13.0	8.0	0.60	6.3	Sanzharova, 2006
Repolho	9.22E-01	2.1	3.9	0.12	7.6	Viana, 2007
Repolho	9.75E-01	9.0	10.0	0.80	5.5	Sanzharova, 2006
Repolho	1.00E+00	19.0	15.0	1.90	7.2	Sanzharova, 2006
Repolho	1.11E+00	2.1	3.9	0.12	7.6	Viana, 2007
Repolho	1.26E+00	0.5	0.7	0.12	5.7	Viana, 2007
Repolho	1.29E+00	7.0	12.0	0.50	5.5	Sanzharova, 2006
Repolho	1.57E+00	26.0	20.0	0.90	5.3	Sanzharova, 2006
Repolho	1.80E+00	2.1	4.0	0.18	6.5	Viana, 2007
Repolho	1.97E+00	1.6	0.2	0.03	4.7	Viana, 2007
Repolho	2.72E+00	2.1	3.9	0.12	7.6	Viana, 2007
Repolho	3.04E+00	1.6	0.2	0.03	4.7	Viana, 2007
Repolho	3.74E+00	0.5	0.7	0.12	5.7	Viana, 2007
Repolho	4.32E+00	0.5	0.7	0.12	5.7	Viana, 2007
Repolho	8.80E+00	1.6	0.2	0.03	4.7	Viana, 2007
Repolho	5.70E+00	29.0	1.1	0.28	4.7	Nguyen et. al., 2006
Repolho	7.30E+00	29.0	1.1	0.28	4.7	Nguyen et. al., 2006
Repolho	7.50E+00	29.0	1.1	0.28	4.7	Nguyen et. al., 2006
Repolho	2.14E+01	6.0	0.3	0.51	5.8	Nguyen et. al., 2006
Repolho	3.85E+01	6.0	0.3	0.51	5.8	Nguyen et. al., 2006

4.4 O Treinamento da Rede Neural e o Teste de Robustez

Os dados foram inicialmente analisados por meio de interpolação linear. Em um primeiro momento, utilizou-se a interpolação linear simples, e, mais tarde, a interpolação linear múltipla. Tais métodos não se mostraram capazes de fornecer resultados coerentes, visto que, em cada um deles, o valor do coeficiente de correlação não chegou a 0,3. Diante disso, foi adotado o método de rede neurais artificiais com aprendizado Backpropagation de três camadas com as seguintes características: três neurônios na camada 1, onze neurônios na camada 2 e um neurônio na camada 3. O número de neurônios adotado para cada camada neste trabalho foi definido experimentalmente de acordo com a necessidade observada e com os resultados obtidos em fases preliminares de testes. Nas camadas 1 e 2 foi utilizada a função de ativação do tipo logística, enquanto na camada 3 a função é linear.

Uma função logística tem sua forma geral definida pela seguinte relação:

$$f_i = \frac{1}{1 + e^{(\sum_{i=1}^n w_i x_i - \theta)}}$$

onde w_i é o i -ésimo peso, x_i - o i -ésimo valor de entrada e $-\Theta$ é uma bias.

Como descrito por Rojas (1999), quando o padrão de entrada x_i , dp conjunto de treinamento é apresentado à rede, ele produz uma saída O_i , que geralmente não é igual ao valor previsto, p_i . Uma vez que a função erro da rede é definida como:

$$E = \frac{1}{2} \sum_{i=1}^n ||O_i - p_i||^2$$

e considerando que o algoritmo backpropagation busca minimizá-la, a idéia básica consiste em fazer com que O_i e p_i sejam idênticos para cada valor de i . Isto quer dizer que a rede deve ser capaz de reconhecer se um novo padrão de entrada é semelhante aos padrão já aprendidos produzindo, assim, saídas semelhantes por meio de interpolação .

Os conjuntos de valores de treino e teste foram definidos de acordo com os dados disponíveis na literatura. Com relação à metodologia, a robustez da rede foi confirmada variando a posição dos elementos "teste" e "produção" entre os elementos do conjunto "treinamento". Havia sempre um elemento de teste (s) e um elemento de produção (p) enquanto os elementos restantes (valores das medidas fornecidas pelo banco de dados) foram usados para treinar a rede. Também foi destacado um conjunto de dados para validação dos testes.

Os Valores de erro quadrático médio foram usados como critério de parada em todos os experimentos. Quando este valor chegava em 10^{-4} , o treinamento era interrompido. Este critério envolve cerca de três minutos de processamento para cada padrão analisado.

Para aqueles que tiverem interesse em reproduzir os resultados dos testes reportados neste trabalho, todos os dados dos parâmetros envolvidos na análise se encontram disponíveis nas tabelas 4.2 e 4.3.

Capítulo V

Resultados e Discussão

5.1 Categorias de vulnerabilidade dos solos à contaminação por ^{90}Sr

Segundo PICANÇO JR (2011) a vulnerabilidade de solos à contaminação radioativa pode ser definida como a suscetibilidade que determinadas classes de solos têm, devido às suas características química e físicas, de facilitar a mobilidade do radionuclídeo, permitindo a sua migração para outras camadas dos solos ou sua transferência para as espécies vegetais, causando possíveis riscos ao homem e animais.

Os valores de FT para estrôncio presentes no banco de dados deste estudo foram reportados em escala logarítmica em função dos valores de pH para cereais (fig. 5.1) e para folhosos (fig. 5.2). Muito embora a correlação linear não seja observada com estes conjuntos de dados, visualmente identifica-se a tendência para a obtenção dos maiores valores de FT em solos com caráter ácido ($\text{pH} < 6$) para ambos os grupos, evidenciando que efetivamente o pH exerce um papel relevante na dinâmica do ^{90}Sr nos solos, apesar de outros fatores também influenciarem esta dinâmica.

Ainda de acordo com estes resultados verificamos que os vegetais folhosos apresentaram valores de FT mais elevados e com uma amplitude de variação também superior aos valores e amplitudes observados para cereais.

Por analogia, as categorias podem representar o nível de vulnerabilidade do solo à contaminação por ^{90}Sr , considerando os seguintes fatores: ambientes extremamente vulneráveis podem ser entendidos como aqueles nos quais a atividade do radionuclídeo na planta é superior a do solo ($\text{FT} > 1$); Aqueles que transferem para as plantas quantidades superiores a 10% da concentração do elemento presente no solo, podem ser considerados como ambientes que apresentam vulnerabilidade elevada ($0.1 \leq \text{FT} < 1$); os que apresentam

vulnerabilidade média podem ser definidos como ambientes que transferem para as plantas quantidades superiores a 1% e inferiores a 10% da concentração do elemento presente no solo, e por fim os menos vulneráveis seriam aqueles cuja transferência solo-planta seria inferior a 1%.

De acordo com a figura 5.1, verificamos que os valores de FT para cereais variaram quatro ordens de grandeza. Tomando por base os critérios estabelecidos por PICANÇO JR (2013) para o ^{137}Cs , é possível relacionar cada faixa de ordem de grandeza a uma classe temática. Assim, com base na dispersão dos valores de FT observados para cereais, sugerimos quatro categorias de vulnerabilidade: baixos ($\text{FT} \leq 0.01$), médio ($0.01 \leq \text{FT} < 0.1$), elevados ($0.1 \leq \text{FT} < 1$) e extremos ($\text{FT}>1$).

Nota-se que o conceito de limite de vulnerabilidade estabelecido no presente trabalho para o ^{90}Sr , não se refere ao risco radiológico e sim à capacidade maior ou menor que um solo tem de transferir o elemento para outro compartimento. Assim, para um solo que apresente um FT superior a 1 para cereais, entende-se que sua capacidade de retenção do elemento é muito baixa, o que pode favorecer não só sua transferência para plantas, como também sua migração para camadas mais profundas. A velocidade de migração do elemento no sistema é que vai determinar quanto tempo esse radionuclídeo ficará na zona radicular.

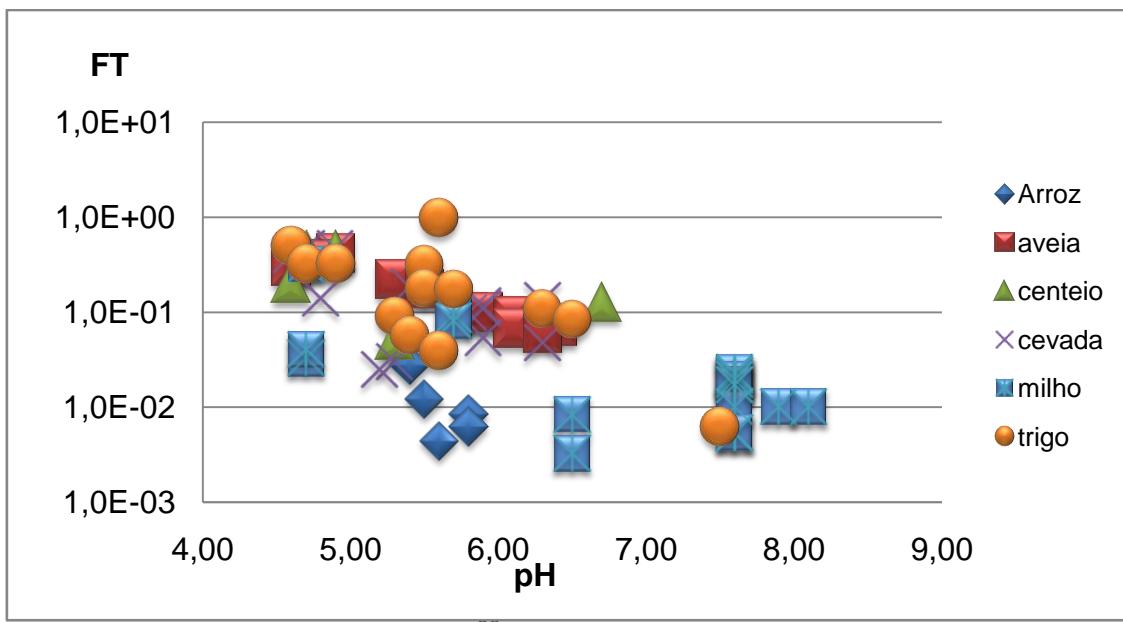


Figura. 5.1: Valores de FT para ^{90}Sr presentes no banco de dados reportados em função dos valores de pH para cereais

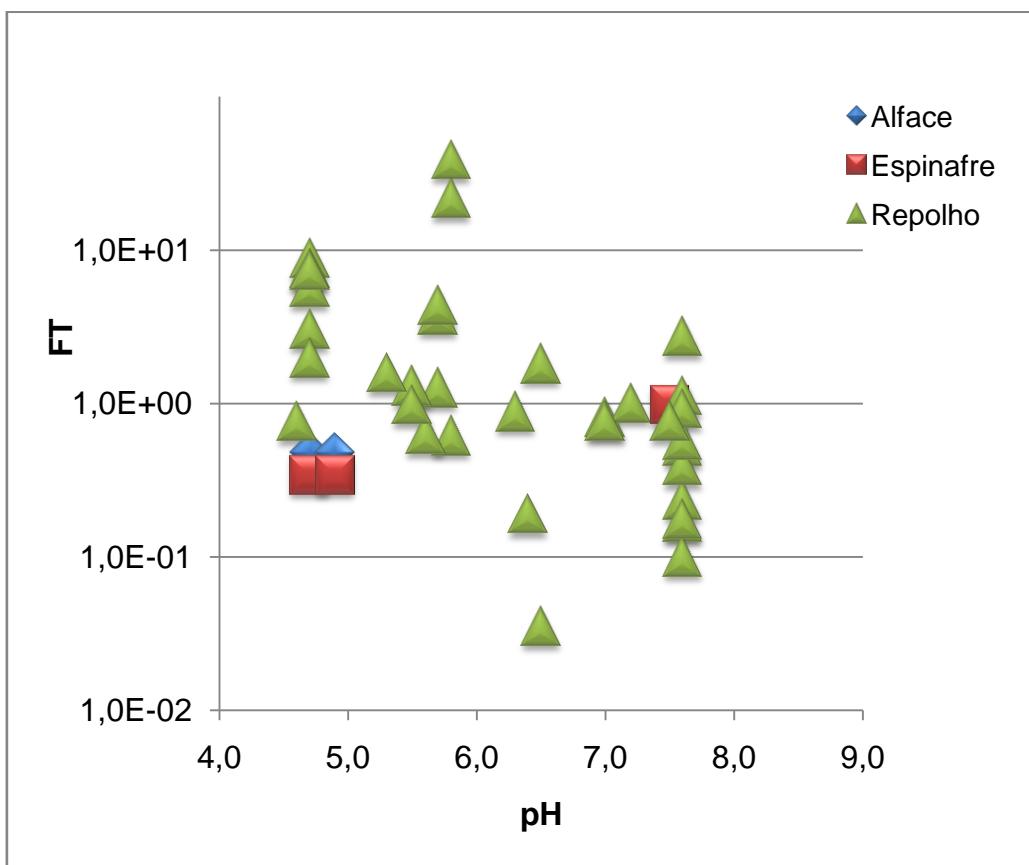


Figura. 5.2: Os valores de FT para ^{90}Sr presentes no banco de dados reportados em função dos valores de pH para folhosos.

5.2. Indicadores de processos da vulnerabilidade dos solos à contaminação por ^{90}Sr

Com base no levantamento bibliográfico estabeleceu-se que os principais parâmetros pedológicos relevantes para a determinação da maior ou menor transferência solo-planta do ^{90}Sr , foram: pH, K trocável, matéria orgânica e Ca trocável e Capacidade Trocável de Cátions (CTC). Estes parâmetros estão relacionados a processos e propriedades que ocorrem no sistema solo-planta, que são diretamente responsáveis pela maior ou menor vulnerabilidade dos solos à contaminação por ^{90}Sr . Na tabela 5.1, estão inventariados os processos indicadores da radiovulnerabilidade dos solos, as propriedades dos solos envolvidas nos processos e os parâmetros indicadores que devem ser considerados para a análise. Embora alguns trabalhos tenham feito referência à CTC dos solos, este parâmetro não tem sido analisado com frequência por muitos autores que determinaram o FT para ^{90}Sr . Por essa razão, o banco de dados estruturado para o treinamento da rede neural não pode considerar este parâmetro. No entanto, o menor ou maior teor de Ca e K trocável, assim como os teores de matéria orgânica, avaliam indiretamente esse efeito.

Tabela 5.1: Indicadores utilizados para a análise da vulnerabilidade dos solos à contaminação por ^{90}Sr .

Processos indicadores da radiovulnerabilidade	Aspectos pedológicos	Parâmetro Indicador
Capacidade de sorção	Reação do Solo Mineralogia Composição dos solos	pH CTC MO Ca Trocável K Trocável
Absorção vegetal	Fertilidade do solo Competição com análogo químico.	Nutrientes Minerais MO Ca trocável

5.3. Resultados de correlação gerados pela RNA.

Os resultados das correlações entre o FT e as variáveis pedológicas, obtidos nos testes do treinamento da RNA estão apresentados na tabela 5.2 para

folhosos e na tabela 5.3 para cereais. De acordo com estas tabelas, obtemos como valor médio das correlações para folhosos o valor de $0,9001 \pm 0,1260$ ($n=41$) e para cereais, o valor de $0,6444 \pm 0,1862$ ($n=69$).

Tabela 5.2: Resultados das correlações obtidas nos testes da RNA para folhosos

TESTE POR PRODUÇÃO DE DADOS	ERRO MÍNIMO ABSOLUTO	ERRO MÁXIMO ABSOLUTO	COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO
p1	0,001	8,879	0,9262
p2	0,034	9,646	0,9465
p3	0,028	9,62	0,9472
p4	0,135	9,759	0,9448
p5	0,165	10,092	0,9419
p6	0,020	9,044	0,9345
p7	0,000	8,883	0,9468
p8	0,008	8,699	0,9473
p9	0,106	9,788	0,9476
p10	0,008	8,728	0,9474
p11	0,010	8,733	0,9474
p12	0,010	8,733	0,9474
p13	0,010	8,735	0,9474
p14	0,012	8,738	0,9474
p15	0,003	8,713	0,9473
p16	0,038	9,991	0,9474
p17	0,002	8,827	0,947
p18	0,011	8,776	0,9471
p19	0,005	10,059	0,947
p20	0,002	8,835	0,9407
p21	0,007	8,824	0,9477
p22	0,019	8,782	0,9476
p23	0,001	8,886	0,9475
p24	0,002	8,802	0,9474
p25	0,052	8,966	0,9475
p26	0,009	15,965	0,9394
p27	0,020	37,231	0,2274
p28	0,015	16,741	0,9434
p29	0,009	8,936	0,9475
p30	0,013	10,148	0,947
p31	0,024	9,021	0,947
p32	0,011	10,132	0,9274
p33	0,016	9,823	0,9475
p34	0,001	9,762	0,9468

Tabela 5.2: Resultados das correlações obtidas nos testes da RNA para folhosos

p35	0,006	9,802	0,9463
p36	0,011	8,959	0,9468
p37	0,013	37,5	0,6461
p38	0,018	18,56	0,8375
p39	0,008	20,709	0,8458
p40	0,011	8,978	0,947
p41	0,001	33,872	0,6967

Tabela 5.3: Resultados das correlações obtidas nos testes da RNA para cereais.

TESTE POR PRODUÇÃO DE DADOS	ERRO MÍNIMO ABSOLUTO	ERRO MÁXIMO ABSOLUTO	COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO
p1	0	1,264	0,6948
p2	0,007	1,267	0,1254
p3	0,002	1,062	0,5227
p4	0,003	0,718	0,6634
p5	0,005	0,954	0,6019
p6	0,026	0,821	0,7959
p7	0	0,888	0,8038
p8	0	0,727	0,8083
p9	0	0,751	0,8112
p10	0	0,714	0,7991
p11	0	0,720	0,7902
p12	0	0,747	0,8128
p13	0	0,833	0,8025
p14	0	1,18	0,5306
p15	0	1,255	0,3669
p16	0	1,169	0,5604
p17	0	0,894	0,7945
p18	0	1,235	0,3702
p19	0,003	1,283	0,1536
p20	0	0,788	0,7717
p21	0	1,262	0,3474
p22	0	0,89	0,6849
p23	0	0,725	0,7347
p24	0	1,159	0,6182
p25	0	1,224	0,5777
p26	0	1,225	0,5028
p27	0	0,808	0,7786
p28	0	1,283	0,3669
p29	0	0,733	0,8111

Tabela 5.3: Resultados das correlações obtidas nos testes da RNA para cereais.

p30	0	0,864	0,8001
p31	0	0,863	0,7453
p32	0,006	1,299	0,2731
p33	0,007	1,299	0,2714
p34	0	0,690	0,7923
p35	0	1,27	0,3669
p36	0	0,827	0,7740
p37	0,006	1,298	0,2716
p38	0	0,714	0,8064
p39	0	0,879	0,7812
p40	0	0,681	0,7930
p41	0	0,790	0,7684
p42	0	0,965	0,7611
p43	0,01	1,296	0,2728
p44	0	0,832	0,7845
p45	0	1,111	0,6793
p46	0	0,957	0,7422
p47	0	1.008	0,6487
p48	0,001	1,295	0,3462
p49	0	0,915	0,7064
p50	0	1,149	0,6059
p51	0	0,87	0,7074
p52	0	1,127	0,6242
p53	0	0,814	0,8036
p54	0	1,246	0,4193
p55	0	0,719	0,8068
p56	0,002	1,177	0,3680
p57	0,001	1,231	0,5853
p58	0	0,929	0,7333
p59	0	0,698	0,8094
p60	0	0,683	0,8065
p61	0	0,695	0,8091
p62	0	0,697	0,8102
p63	0	0,758	0,7886
p64	0	0,738	0,8058
p65	0	0,872	0,7522
p66	0	0,762	0,8051
p67	0	0,73	0,7994
p68	0	0,728	0,8081
p69	0	0,728	0,7572

De acordo com estes resultados selecionamos a melhor correlação obtida para cada cultura e os representamos comparando os dados da literatura de FT para ^{90}Sr em folhosos (figura 5.3) e cereais (figura 5.4) com os valores obtidos referentes ao melhor resultado do treinamento da rede neural artificial: $r_{\text{folhosos}} = 0,9477$ para p21; $r_{\text{cereais}} = 0,8128$ para p12.

Verificamos que de fato, os valores de FT previstos pela RNA descrevem muito bem as variações observadas nos valores de FT. Isso explica que os parâmetros dos solos selecionados foram capazes de explicar em grande parte os FTs obtidos. O erro apresentado está relacionado à ausência de algum outro fator com menor peso para a previsão dos valores de FT para folhosos.

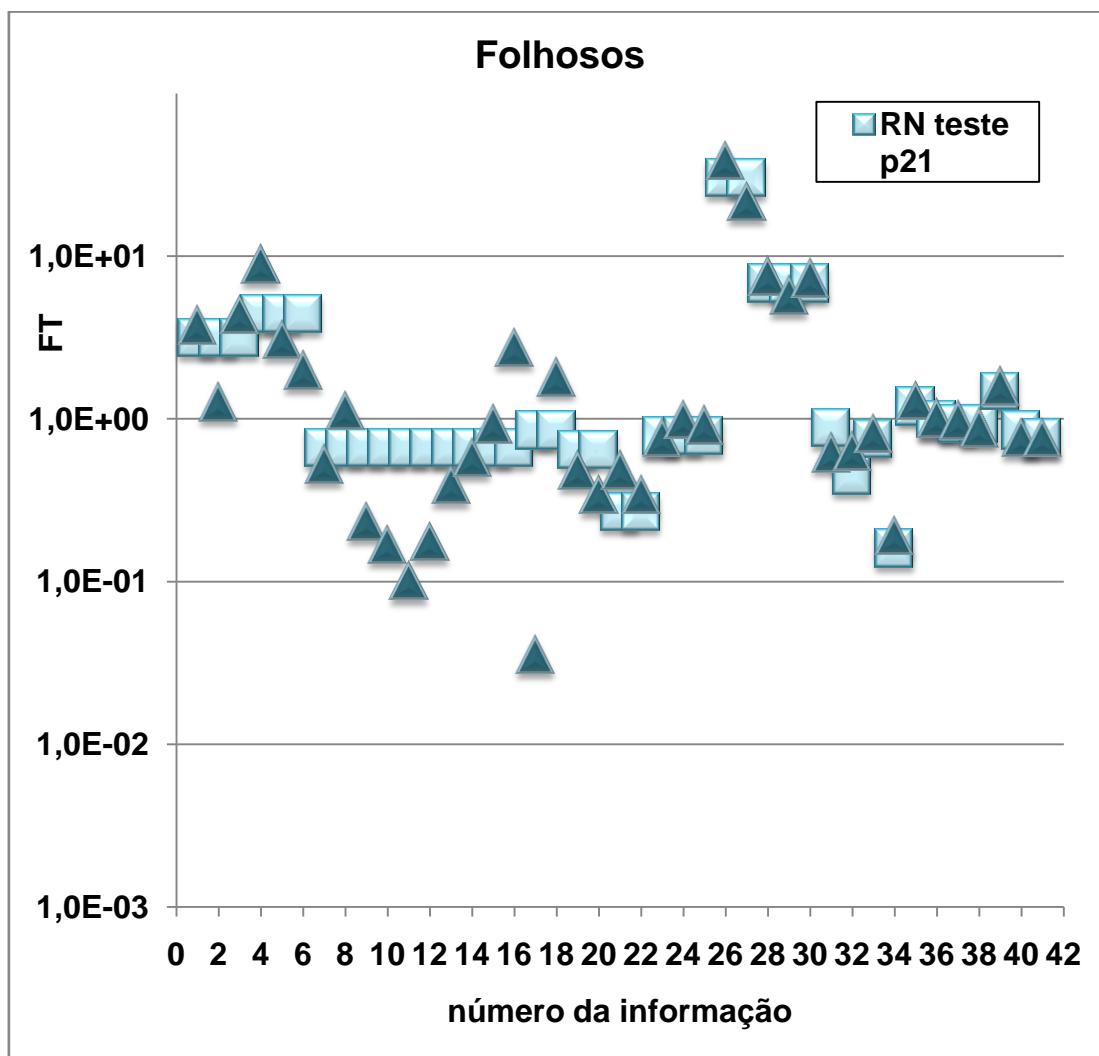


Figura 5.3: Valores de FT para ^{90}Sr observado para folhosos comparados aos previstos pela RNA através do dado de produção p21.

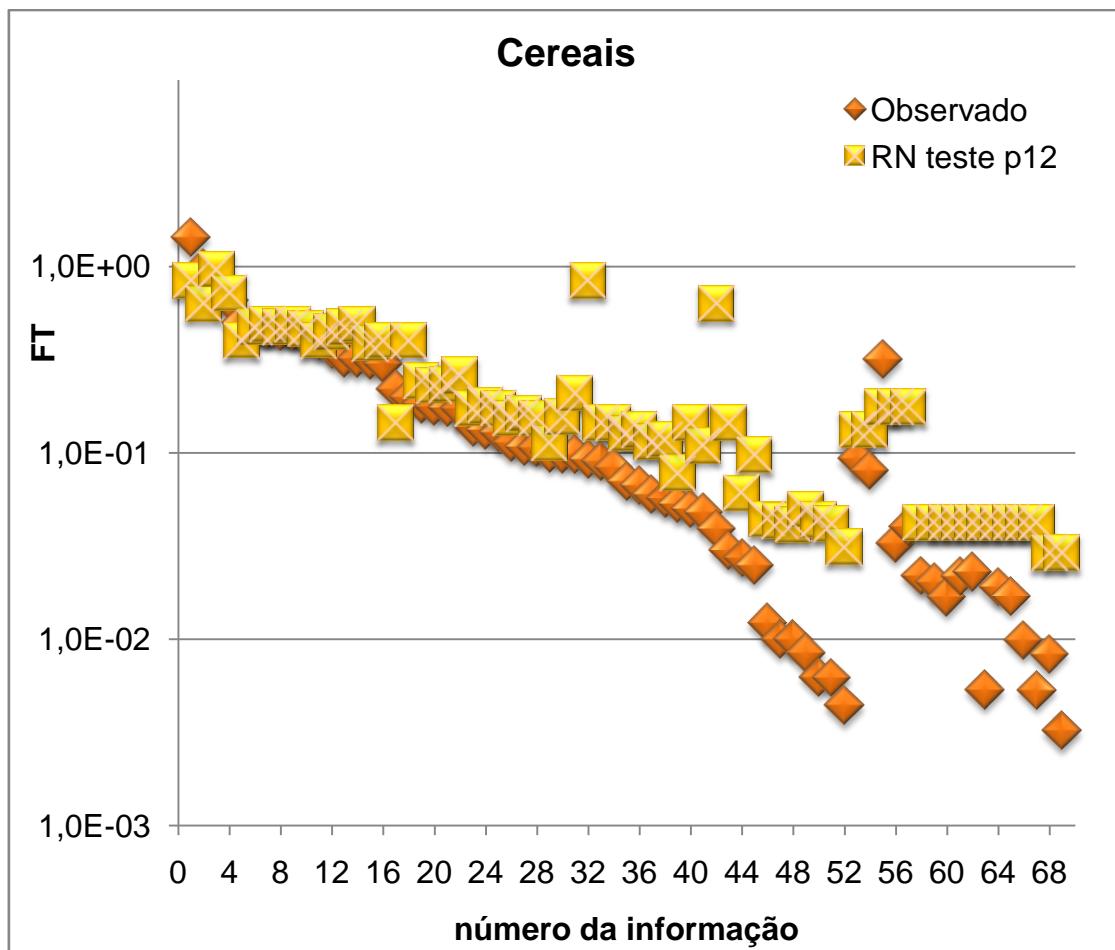


Figura 5.4: Valores de FT para ^{90}Sr observado para cereais comparados aos previstos pelo teste da RNA do dado de produção p12.

Segundo VIANA (2007), o FT do repolho se correlacionou negativamente com o teor de Ca e com o pH, corroborando a hipótese da influência do mecanismo da competição iônica do Ca no processo de absorção do ^{90}Sr confirmando os mecanismos de absorção do ^{90}Sr citados por FRISSEL *et al.* (2002). Já no que se refere ao FT para ^{90}Sr , obtidos para milho (cereais) estes se correlacionaram também negativamente e de modo significativo, principalmente com os conteúdos de Ca e Mg trocável, com a CTC e o conteúdo de matéria orgânica dos solos estudados. Estes resultados podem explicar, em parte, a menor correlação obtida pelo treinamento da rede para cereais, visto ser o FT para milho dependente da CTC e este parâmetro não ter sido avaliado. Pelo fato desta dependência não ser tão significativa para folhosos, como o repolho, a RNA foi capaz de apresentar melhores resultados na previsão dos FTs. De fato, a análise das figuras 5.3 e 5.4, permitem identificar que os valores mais

baixos de FT obtidos para o ^{90}Sr foram aqueles para os quais a rede apresentou os piores resultados, justificando, inclusive os baixos valores de correlação encontrados em muitos dos testes. Estes resultados indicam que algum parâmetro relevante para explicar o FT para estes grupos de vegetais não foi considerado, o que nos remete à ausência dos dados de CTC. De fato, elevados valores de CTC de um solo, indicam não somente a elevada carga negativa presente, como também sua maior capacidade de retenção para cátions, o que pode explicar menores valores de FT para o ^{90}Sr .

Por outro lado, o melhor desempenho da RNA para os vegetais folhosos, também pode ser interpretado pelo fato da folha atuar como um compartimento integrador no tempo do cultivo, de todo o ^{90}Sr biodisponível no solo, por serem, as folhas, segundo LARCHER (1986), o fim da rota de translocação pelo xilema e elementos com baixa mobilidade no floema ficam acumulados também neste compartimento, como é o caso do Ca, e por analogia, o do ^{90}Sr .

CAPITULO VI

CONCLUSÃO

6.1. Conclusão

Este trabalho evidenciou a capacidade de uma rede neural em prever o fator de transferência solo-planta para ^{90}Sr , tendo por base as análises pedológicas de rotina para fins agrícolas.

O elevado valor de correlação obtido com o treinamento da RNA para plantas do grupo das folhosas ($r=0,9477$) identificou que o conteúdo de matéria orgânica, o teor de Ca e K trocáveis e o pH foram parâmetros suficientes para prever o valor de FT. No entanto, a menor correlação obtida para o grupo de cereais ($r=0,8128$), em comparação com os folhosos, evidenciou que a CTC deve ser considerada para este grupo no sentido de obter melhor desempenho da rede na previsão deste valor.

O conhecimento de um valor de FT para uma determinada cultura permite, por conversão, gerar valores de FT para outras culturas, o que é uma informação crucial para o cálculo de dose devido à ingestão de alimentos e para a avaliação de risco radiológico.

A análise dos valores de FT para cereais e folhosos, disponíveis na literatura especializada permitiu estabelecer quatro categorias de radiovulnerabilidade de solos para o ^{90}Sr , a saber: baixos ($FT \leq 0.01$), médio ($0.01 \leq FT < 0.1$), elevados ($0.1 \leq FT < 1$) e extremos ($FT > 1$).

Desse modo, com base nas análises pedológicas de rotina, é possível, através de uma rede neural treinada, prever o valor de FT para cereais e folhosos, e classificar este solo quanto a sua radiovulnerabilidade. Assim sendo, pode-se mapear áreas agrícolas quanto a sua vulnerabilidade, o que permite uma gestão diferenciada, rápida e mais eficiente, em termos de radioproteção e planejamento de ações de emergência a curto, médio e longo prazo, além de

auxiliar na escolha de locais adequados para o armazenamento de rejeitos e/ou instalações nucleares.

6.2. Recomendações

Este trabalho consagra a RNA como uma ferramenta viável para a previsão de valores de transferência solo-planta de um determinado radionuclídeo, desde que os processos envolvidos no comportamento edafológico sejam identificados, e seus indicadores, quantificados.

De posse do produto deste trabalho, sugere-se mapear a vulnerabilidade das áreas agrícolas no entorno de instalações nucleares.

Recomenda-se ainda realizar análises de sensibilidade dos parâmetros pedológicos usados no treinamento desta RNA de modo a determinar o peso e a amplitude de ação de cada um dos parâmetros envolvidos no FT para ^{90}Sr , com o objetivo de otimizar as ações de remediação dos solos contaminados por este radionuclídeo.

Referências Bibliográficas

- AGAPKINA, G. I., TIKHOMIROV, F. A., SHCHEGLOV, A. I., (1995). "Association of Chernobyl-derived $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{90}Sr and ^{137}Cs with Organic Matter in the Soil Solution." *Journal of Environ Radioactivity* **29**(No. 3): pp. 257-269.
- AL-OUDAT, M., AL-ASAFAKY, F., 2006. "Transfer factor of Caesium-137 in Arid and Semi-Arid Regions", Classification of soil systems on the basis of transfer factors of radionuclides from soil to reference plants. **IAEA - TECDOC - 1497**
- AL-OUDAT, M., ASFARY, A.F., MUKHALALLTI, H., AL-HAMWI, A. & KANAKRI, S., 2006, "Transfer factors of ^{137}Cs and ^{90}Sr from soil to trees in arid regions", *Journal of Environmental Radioactivity* 90, pp. 78-88.
- ALEXAKHIN, R.M. 2006. Radioecology: History and state-of-the-art at the beginning of the 21st century, In A. A. Cigna and M. Durante, (eds.) **Radiation Risk Estimates in Normal and Emergency Situations**. Springer.
- ALLEONI, L.R.F., J.W.V.D. MELLO, AND W.S.D.D. ROCHA. 2009. Eletroquímica, adsorção e troca iônica no solo., p. 70 - 129, In V. d. F. Melo and L. R. F. Alleoni, eds. **Química e Mineralogia do Solo**, Vol. II. SBCS, Viçosa.
- AVERY, S.V. 1996. Fate of caesium in the environment: Distribution between the abiotic and biotic components of aquatic and terrestrial ecosystems. *Journal of Environmental Radioactivity* 30:139-171.
- BAN-NAI, T., MURAMATSU, Y. & YANAGISAWA, K., 1999, "Transfer of some radionuclides (Cs, Sr, Mn, Co, Zn and Ce) from soil to root vegetables", *Journal of Radioanalytical Chemistry*, v. 241, n. 3 , pp. 529-531.

BAN-NAI, T. & MURAMATSU, Y., 2002, "Transfer factors of radioactive Cs, Sr, Mn, Co e Zn from Japanese soils to root and leaf radish", *Journal of Environmental Radioactivity*. v. 63, pp. 251- 264

BARBER, S.A. 1984. **Soil nutrient bioavailability: A mechanistic approach.** New York, John Wiley, 398p.

BAY, I., & D. OUGHTON. 2005. Social and economic effects, p. 239-266 **Chernobyl : Catastrophe and Consequences.** Springer Berlin Heidelberg.

CARDOSO, L. X. (2012). Análise de Radionuclídeos Naturais e Artificiais do Solo e de Produtos Alimentícios no Estado de Sergipe, principalmente na Região do Platô de Neópolis (Se). Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa Núcleo de Pós-Graduação em Física. São Cristóvão, SE, Universidade Federal de Sergipe. **Doutorado:** 102.

CARINI, F., 2001, "Radionuclide transfer from soil to fruit", *Journal of Environmental Radioactivity*, 52, pp. 237-279.

CARVALHO, A. P. L. F., 2015, "Redes Neurais Artificiais", Departamento de Ciência da Computação, USP. Disponível em: <http://www.icmc.usp.br/~andre/research/neural/index.htm>

CAWSE, P.A. e TURNER, G.S. 1982, The Uptake of Radionuclides by Plants: A review of Recent Literature. Environ. and Medical Science Division. **AERE-R-9887.** 47p.

COSTA, A.C.S.D., AND J.M. BIGHAM. 2009. Óxidos de Ferro, In V. d. F. Melo and L. R. F. Alleoni, eds. **Química e Mineralogia do Solo**, Vol. I - Conceitos Básicos. SBCS, Viçosa - MG.

COSTA, J.B.D. 1991. **Caracterização e constituição do solo.** 4^a ed. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.

COUGHTREY, P. J., THORNE, M. C., 1983, "Radionuclide Distribution and Transport in Terrestrial and Aquatic Ecosystems - A Critical Review of Data". v. 1, Commission of the European Communities.

DICK, D.P., E.H. NOVOTNY, J. DIECKOW, AND C. BAYER. 2009. Química da Matéria Orgânica do Solo, p. 685p, In V. d. F. Melo and L. R. F. Alleoni, eds. **Química e Mineralogia do Solo**, Vol. Volume II - Aplicações. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa - Minas Gerais.

EMBRAPA (1999). Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos. Brasília, DF, Embrapa Produção de Informação.

ENDO, L. S. (1978). Avaliação de Parâmetros de Retenção dos Produtos de Fissão no Solo. Secretaria da Cultura, Ciência e Tecnologia Autarquia Associada a Universidade de São Paulo. São Paulo - SP, Instituto de Energia Atômica. **Mestrado:** 92.

EVANS, E.J. e DEKKER, A.J., 1966, Plant Uptake of Caesium-137 from Nine Canadian Soils. *Can. J. Soil Sci.*, 46:167-176.

FRISSEL, M. J., DEB, D. L., FATHONY, M., LIN, Y. M., MOLLAH, A. S., NGO, N. T., OTHMAN, I., ROBISON, W. L., et al. (2002). "Generic values for soil-to-plant transfer factors of radiocesium." Journal of Environmental Radioactivity **58**: 113 - 128.

FUHRMANN, M. & LANZIROTTI, A., 2005, "²⁴¹Am, ¹³⁷Cs, Sr and Pb uptake by tobacco as influenced by application of Fe chelators to soil", *Journal of Environmental Radioactivity*, v 82, pp. 33-50.

GARCIA-ORELLANA, J., PATES, J. M., MASQUÉ, P., BRUACH, J. M., SANCHEZ-CABEZA, J.A., 2009, Distribution of artificial radionuclides in deep sediments of the Mediterranean Sea. *Sci Total Environ*, 407: 887–98.

GIL-GARCÍA, C. J., RIGOL, A., RAURET, G., VIDAL, M., (2008) "Radionuclide sorption–desorption pattern in soils from Spain" Applied Radiation and Isotopes **66**: 126-138

GULIN, S. B., MIRZOYEVA, N. Yu., EGOROV, V. N., POLIKARPOV, G. G., SIDOROV, I. G., PROSKURNIN, V. Yu., 2013, "Secondary radioactive contamination of the Black Sea after Chernobyl accident: Recent levels, pathways and trends." Journal of Environmental Radioactivity **124**: 50 - 56.

HAYKIN, S., 2000, Redes Neurais Artificiais: Princípios e Práticas. São Paulo

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. 1994, Guidelines for agricultural countermeasures following and accidental release of radionuclides, **Technical Reports Series No. 295**,

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. 2001. "Present and Future Environmental Impact of the Chernobyl Accident." Waste Safety Section **IAEA-TECDOC-1240**.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. 2002. Non-technical Factors Impacting on the Decision Making Processes in Environmental Remediation, **IAEA-TECDOC-1279**.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. 2005. Chernobyl's Legacy: Health, Environmental and Socio-Economic Impacts and Recommendations to the Governments of Belarus, the Russian Federation and Ukraine, **The Chernobyl Forum: 2003–2005**, 2 ed., Vienna, IAEA.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. 2010. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments. P. S. Marketing and Sales Unit and I. A. E. Agency. Vienna, Austria, Publishing Section International Atomic Energy Agency **Technical Reports Series No. 472.**

IGNACIO, A. A. V., "Aula 1 TecnoComputadores, módulo 1, lógica Booleana", Disponível em: http://www.uff.br/anibalvilcapoma/aulas/01-tecnoComputadores/MODULO_|_LogicaBooleanaMinimi.doc.

IUR - INTERNATIONAL UNION OF RADIOECOLOGISTS, 1989, "Report of the working group meeting in Guttannen", In: *VI Report of the Working Group Soil-to Plant Transfer Factors*, IUR Report prepared by RIVM, Bilthoven & Netherlands.

JAMES, J. P., DILEEP, B. N., RAVI, P. M., JOSHI, R. M., AJITH, T. L., HEGDE, A. G., SARKAR, P. K., (2011), "Soil to leaf transfer factor for the radionuclides ^{226}Ra , ^{40}K , ^{137}Cs and ^{90}Sr at Kaiga region, India" *Journal of Environmental Radioactivity*,

JUNIOR, J. C. M., SOBRINHO, W. N., SOUTO, J. S. NASCIMENTO, J. P., OLIVEIRA, F. T., XAVIER, K. R. F., (2008), "DIAGNOSE FOLIAR E TRANSLOCAÇÃO DE NUTRIENTES EM PLANTAS DE *Bixa orellana L.*" Universidade Federal de Campina Grande, PB.

KOVÁCS, Z. L., (1996) Prefácio. Redes Neurais Artificiais Fundamentos e Aplicações. Edição Acadêmica. **Volume único:** 3 - 7.

KROUGLOV, S. V., FILIPAS, A. S., ALEXAKHIN, R. M., ARKHIPOV, N. P., (1996). "Long-Term study on the transfer of ^{137}Cs and ^{90}Sr from Chernobyl-Contaminated soil to grain crops". *Journal of Environmental Radioactivity*, v.34, No 3, p.267-286.

KRUYTS, N. & DELVAUX, B., 2002, "Soil organic horizons as a major source for radiocaesium biorecycling forest ecosystems". *Journal of Environmental Radioactivity*, v.58, p.175-190.

LARCHER, W. (1986). Capítulo 6 - Utilização e ciclagem dos elementos minerais. Ecofisiologia Vegetal. EPU. **Volume único**: p. 182-195

LEPSCH, I. F., 2002 "Formação e conservação dos Solos", 1^a edição, São Paulo, Oficina de Textos.

LI, J., PENG, H., MA, B., LI, G., GUO, R., MA, F., 2006 "A Field Study of Soil to-Plant Transfer of Strontium-90 and Caesium-137 based on a Calcaric Cambisol in Sub-Tropical Southwest China. Classification of soil systems on the basis of transfer factors of radionuclides from soil to reference plants. **IAEA - TECDOC - 1497**

MALAVOLTA, E. (1985). Capítulo 2 - Absorção e Transporte de íons e Nutrição Mineral. Fisiologia Vegetal 1. Ferri, M. G., E.P.U. **Volume 2**: 77 - 97.

MELO, V.D.F., F. WYPYCH. 2009. Caulinita e haloisita, In V. d. F. Mello and L. R. F. Alleoni, eds. **Química e Mineralogia do Solo**, Vol. I - Conceitos Básicos. SBCS, Viçosa - MG.

MEURER, E. J., 2004, *Fundamentos de Química do Solo*, 2 ed., Porto Alegre, Ed LUCHESE, E. B., FAVERO, L. O. B. & LENZI, E., 2001, *Fundamentos da Química do Solo*, Rio de Janeiro, editora Freitas Bastos.

MOLLAH, A. S., BEGUM, A., ULLAH, S. M., (1998). "Determination of soil-to-plant transfer factors of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the tropical environment of Bangladesh." Radiat Environ Biophys **37**: 125–128.

MORTVEDT, J. J., (1994). "Plant and Soil Relationships of Uranium and Thorium Decay Series Radionuclides - A Review" *Journal of Environmental Quality*. v.23, No 4, p 643 - 650.

NEVES, R. P. O., 2015 "Introdução aos princípios conexionistas", disponível em: <http://www.lsi.usp.br/~rponeves/work/cognition/>

NGUYEN, H.Q., 2006 "The classification of soil systems on the basis of transfer factors of radionuclides from soil to reference plants". Classification of soil systems on the basis of transfer factors of radionuclides from soil to reference plants. **IAEA - TECDOC - 1497**

NISBET, A. F., WOODMAN, R. F. M., 2000, "Soil-To-Plant transfer factors for radicaecium anda radiostrontium in agricultural systems" *Health Physics - The Radiation Safety Journal*, v. 78, pp. 279-288.

OUL-DADA, Z., FAIRLIE, I., READ, C., 2001, "Transfer of radioactivity to fruit: Significant radionuclides and speciation", *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 52, pp. 159 - 174

PICANÇO JR, P. L., 2011. Construção e Automação de um Mapa de Vulnerabilidade de Solos ao ^{137}Cs . Dissertação de Mestrado, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil.

PIOCH, M., 1993, "Contribuition à l'Étude du Devenir, en Milieu Urbain, pendant le Ruisseaulement des Eaux Pluviales, des Produits de Fission Émis en Cas d' Accident Nucléaire". These présentée à l'Université de Montpellier II Sciences et Techniques du Languedoc pour obtenir le diplôme de Doctorat, RAPPORT CEA-R-5652, Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire, Département de Protection de l'Environnement et des Instalations, Centre d'Études de Cadarache.

PRISTER, B. S., PEREPELYATNIKOVA, L. V., IVANOVA, T.N., VYNOGRADSKAYA, V. D., KALINENKO, L. V., GRYTSJUK, N. R., RUDENKO, V. A., PEREPLYATNIKOV, G. P., POJARKOV, V. A., "The Classification of ukrainian soil systems on the basis of transfer factors of radionuclides from soil to reference plants" Classification of soil systems on the basis of transfer factors of radionuclides from soil to reference plants. **IAEA - TECDOC - 1497**

QAFOKU, N.P., E.V. RANST, A. NOBLE, AND G. BAERT. 2004. Variable Charge Soils: Their Mineralogy, Chemistry and Management. *Advances in Agronomy*, 84. p. 159-215.

REICHARDT, K. 1978. **A água na produção agrícola**. McGraw-Hill do Brasil, São Paulo.

ROCHEDO, E.R.R., WASSERMAN . M.A.V. 2007. Transferências no meio terrestre, p. 84-102, *In:* Rochedo E. R. R.. ed. Avaliação de Impacto Radiológico Ambiental, Vol. 1. Instituto de Radioproteção e Dosimetria, Rio de Janeiro.

ROJAS, R., (1996). Chapter 1 - The Biological Paradigm. Neural Networks. ROJAS, R., Springer. **Volume único: 4 - 28.**

RUDGE, S.A., M.S. JOHNSON, R.T. LEAH, AND S.R. JONES. 1993. Biological transport of radiocaesium in a semi-natural grassland ecosystem. 1. Soils, vegetation and invertebrates. *Journal of Environmental Radioactivity*, 19:173-198.

SALBU, B., OUGHTON, D. H., FIRSAKOVA, S. K., KONOPELEV, A. V., KASHPAROV, V. A., 1997, "Delayed mobilization of 90Sr associated with fuel particles", In: *On Decade after Chernobyl -summing up the consequences of the accident*, Proceedings of na International Conference, VIENNA, pp. 221 - 222.

SALISBURY, F.B., ROSS, C.W. Plant physiology. 4. ed. California: Wadsworth, 1992, 682p.

SANZHAROVA, N., SPIRIDONOV, S., KUZNETSOV, V., ISAMOV, N., FESENKO, S., BELOVA, N., "The Classifications of Russian Soil Systems on the Basis of Transfer Factors of Radionuclides from Soil to Reference Plants" Classification of soil systems on the basis of transfer factors of radionuclides from soil to reference plants. **IAEA - TECDOC - 1497**

SILVA, F. L. D. (2013). "Avaliação da Mobilidade do ^{137}Cs em Perfis de Solos da Região do Pantanal". Coordenação de Pós-Graduação. Rio de Janeiro - RJ, Instituto de Radioproteção e Dosimetria - IRD. **Mestrado:** 57.

SILVEIRA, M. L. A., 2002, "Extração Sequêncial e Especialização Iônica de Zinco, Cobre e Cádmo em Latossolos Tratados com Biosólido". Tese de D.Sc. Agronomia, ESALQ/USP, Piracicaba, Brasil.

SIMON, S.L. AND S.A. IBRAHIM. 1987. The soil/plant concentration ratio for calcium radium, lead and polonium: Evidence for non-linearity with reference to substrate concentration, *Journal of Environmental Radioactivity*, 5:123-142.

SOARES, E., LIMA, L.A.; MISCHAN, M.M.; MELLO, F.A.F.; BOARETTO, A.E. , 1983 Efeito da adubação potássica na absorção do K, Ca e Mg por plantas de soja. **Revista de Agricultura**, v.58, p.141-157.

SOBRINHO, G. A. N. 2014. Mecanismos de sorção e fitodisponibilidade para a remediação de solos contaminados. **Dissertação** (Mestrado em Radioproteção e Dosimetria) - Instituto de Radioproteção e Dosimetria.

SPOSITO, G. 2008. **The Chemistry of Soils**. 2nd ed. Oxford University Press, Inc., New York.

STAUNTON, 2002. Direct and indirect effects of organic matter on metal immobilization in soil. *Developments in Soil Science*, 28, p. 79-97.

STEFFENS, W., FUHR, F., MITTELSTAED, W., KLAES, J., FORSTEL, H., 1998. "Untersuchung des Transfers von ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn vom Boden in die Pflanze und der wichtigsten, den Transfer beeinflussenden Bondenparameter. KFA/RA Document JUL-2250, Julich, 121 pp.

SYSOEVA, A. A., KONOPLEVA, I. V., SANZHAROVA, N. I., 2005, "Bioavailability of radiostrontium in soil: Experimental study modeling" *Journal of Environmental Radioactivity*, v 81, pp. 269 - 282.

TAGAMI, K., TWINING, J. R., WASSERMAN, M., ANGELICA, V., (2012). Chapter 5 - Terrestrial Radioecology in Tropical Systems. Radioactivity in the Environment. R. T. John, Elsevier. **Volume 18:** 155-230.

TAN, K.H. 1998. **Principles of Soil Chemistry**. 3rd ed. Marcel Dekker, Inc., New York.

TAIZ, L., ZEIGER, E. Fisiologia Vegetal. 3^a edição. Editora Artmed, 2004, 719p.

TWINING, J., SHOTTON, P., TAGAMI, K., PAYNE, T., ITAKURA, T., RUSSEL, R., WILDE, K., McORIST, G., WONG, H., "Transfer of Radioactive Caesium, Strontium, and Zinc from Soil to Sorghum and Mung Beans Under Field Conditions in Tropical Northern Australia". Classification of soil systems on the basis of transfer factors of radionuclides from soil to reference plants.

IAEA - TECDOC - 1497

UCHIDA, S., TAGAMI, K. e KOMAMURA, M., 2006, "Variation of transfer factors of radionuclides for food crops in Japan". Classification of soil systems on the basis of transfer factors of radionuclides from soil to reference plants.

IAEA - TECDOC - 1497

UNSCEAR - UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE FOR THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION, 2000, Report: "Sources and Effects of Ionizing Radiation", United Nations, New York.

VAN-BERGEIJK, K. E., NOORIJK, H., LEMBRECHTS, J., FRISSEL, M. J., 1992 "Influence of pH, Soil Type and Soil Organic Matter Content on Soil-To-Plant Transfer of Radiocaesium and Strontium as Analyzed by a Nonparametric Method", *Journal Environmental Radioactivity* v.15, p 265-276

VIANA, A. G., (2007). "Avaliação do Potencial de Mobilidade do ⁹⁰Sr em Solos Brasileiros". Coordenação de Pós-Graduação. Rio de Janeiro - RJ, Instituto de Radioproteção e Dosimetria - IRD. **Mestrado:** 72.

WASSERMAN, M. A, PÉREZ, D. V. e BARTOLY, F., 2002a "Biogeochemical behavior of ¹³⁷Cs and ⁶⁰Co in tropical soils", *Radioprotection*, v. 37, pp. 277-282.

WASSERMAN, M. A., PÉREZ, D. V., CONTI, C .C., BARTOLY, F., VIANA, A. G., WASSERMAN, J. C., and MOURA, G. P., 2002b. Transfer and mobility of ¹³⁷Cs and ⁶⁰Co in Oxisol and Alfisol. *R. Bras. Pesq. Desenvol* 4:737-741.

WASSERMAN, M. A. 2009. Overview of 13 years of research on radionuclide behavior in Brazilian soils. *Radioprotection* 44:837-842.

WASSERMAN, M. A., PEREIRA, T. R., ROCHEDO, E. R. R., SOUSA, W. O., PÉREZ, D. V., PINHEIRO, E. F. M., and FILHO, F. F. L. S. 2011. The influence of Brazilian soils properties in Americium sorption. *Radioprotection* 46:S579-S585.

WHICKER, F. W., SCHULTZ, V., (1983). "Radioecology: Nuclear Energy and the Environment." CRC Press. 1.

YARON, B., R. CALVET, AND R. PROST. 1996. **Soil Pollution: Processes and Dynamics**. Springer.