

Programa de Pós-Graduação
Doutorado em Radioproteção e Dosimetria
Instituto de Radioproteção e Dosimetria
Comissão Nacional de Energia Nuclear

FLAVIA BARTOLY ROSA

Levantamento de Indicadores para Elaboração de Modelo Conceitual da
Radiovulnerabilidade de Solos para Apoio às Ações de Gestão de Resíduos e Remediação
de Áreas Contaminadas por Iodo

Tese aprovada para obtenção do Grau de título de
Doutora pelo Programa de Pós-Graduação em
Radioproteção e Dosimetria do Instituto de
Radioproteção e Dosimetria da Comissão Nacional
de Energia Nuclear na área de Radioecologia.

Orientadora: Dra. Maria Angélica Vergara
Wasserman

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL
Instituto de Radioproteção e Dosimetria – Comissão Nacional de Energia Nuclear
Coordenação de Pós-Graduação
2018

T
574.5
R788l

Rosa, Flavia Bartoly

Levantamento de indicadores para elaboração de modelo conceitual da radiovulnerabilidade de solos para apoio às ações de gestão de resíduos e remediação de áreas contaminadas por Iodo / Flavia Bartoly Rosa. Rio de Janeiro: IRD, 2018.

XIII, 115 f.: il.;29,7 cm.

Orientador: Dra. Maria Angélica Vergara Wasserman

Tese (Doutorado) - Instituto de Radioproteção e Dosimetria, Rio de Janeiro, 2018.

Referências bibliográficas: f. 76-93

Notas: Anexos em CD

1. Radioecologia
 2. Mobilidade de I em solos
 3. Fator de transferência solo-planta do I
 4. Matéria orgânica
 5. Redes neurais artificias
- I. Título

FLAVIA BARTOLY ROSA

Levantamento de Indicadores para Elaboração de Modelo Conceitual da
Radiovulnerabilidade de Solos para Apoio às Ações de Gestão de Resíduos e Remediação
de Áreas Contaminadas por Iodo

Rio de Janeiro, 26 de setembro de 2018.

Dr^a Maria Angélica Vergara Wasserman – IEN/CNEN

Dr. Tadeu Augusto de Almeida Silva - IRD/CNEN

Dra. Cátia Araujo Farias - UNIFESO

Dra. Elaine Rua Rodriguez Rochedo - IRD/CNEN

Dra. Renata Coura Borges - UFRJ

Dra. Ana Cristina de Melo Ferreira - IRD/CNEN

Dedico este trabalho as minhas maiores criações:

Rafael e Kevin.

Agradecimentos

À minha família que sempre me incentivou com palavras motivadoras, em especial minhas irmãs Renata e Fernanda, que me deram um grande apoio após a maternidade, para que eu conseguisse finalizar este estudo, dentro do prazo.

Ao meu padrasto Luís Paulo, professor pesquisador, que montou uma biblioteca dentro da nossa casa, com uma diversidade de livros, que somados aos da minha mãe, também professora, criaram um foco de saber, numa época em que não existia internet, aguçando de forma lúdica o meu interesse e a curiosidade por diversos assuntos. Agora entendo porque cheguei até aqui.

Aos meus filhos Rafael e Kevin que diariamente me ensinam a ter flexibilidade, perseverança e o sentimento mais sublime: o amor. Só o amor une perfeitamente todas as coisas.

Ao querido Roger, que me apoiou para eu concluir esta fase, tornando-a mais leve e divertida.

A minha orientadora Maria Angélica que num domingo do primeiro semestre de 2013 à tarde, retornou a minha ligação, aceitando a minha ideia de realizar um doutorado, 7 anos após ter terminado um mestrado; e mais uma vez acreditou em mim, me incentivando e me apoiando na pesquisa, transmitindo seu conhecimento e experiência em Radioecologia, além de ter sido uma grande amiga.

Aos meus amigos de faculdade: Fernando Ribeiro, Aline Gonzalez, Michele da Silva e Arlene que também seguiram o caminho da radioproteção; e que em muitos momentos desta minha trajetória, me incentivaram e me apoiaram com ideias, ações e infraestrutura.

A UNIFESO, que me recontratou, logo após eu ter decidido mudar a minha vida profissional, abrindo mão de um emprego em uma multinacional para voltar a estudar e lecionar. Hoje sou muito mais feliz!

Aos meus colegas de trabalho: Cátia Farias e Leandro Chernicharo. Cátia por ter me incentivado a terminar esta etapa e por acreditar no meu potencial me convidando para ser professora da pós-graduação em Perícia Ambiental e Leandro Chernicharo, que com os seus conhecimentos em ciência da computação, me apoiou com os testes da rede neural para a conclusão desta pesquisa.

Ao Instituto de Radioproteção e Dosimetria, que através de seus professores, colaboradores e infraestrutura, permitiram que eu pudesse adquirir mais conhecimento em Proteção Radiológica Ambiental.

À Comissão Nacional de Energia Nuclear que me apoiou nesta pesquisa, através de uma bolsa de doutorado.

Aos membros das bancas de seminário de área, da qualificação e da minha defesa; e também os revisores da tese e do artigo, que contribuíram para o aprimoramento do meu trabalho, através de correções e sugestões.

Aos meus protetores espirituais que contribuíram para o meu equilíbrio mental e integridade física durante esta etapa e principalmente nos engarrafamentos durante o deslocamento Teresópolis – IRD - Teresópolis, devido as duas grandes obras de mudanças na infraestrutura da região para o acontecimento da Copa do Mundo 2014 e posteriormente Olimpíadas 2016.

E finalmente ao Universo, que mais uma vez, conspirou a meu favor e permitiu que eu chegasse até aqui.

Resumo

Os modelos radioecológicos computacionais utilizados para fins de segurança ambiental dependem de valores de parâmetros nem sempre disponíveis com a especificidade ambiental requerida. Dentro do cenário agrícola, o fator de transferência solo-planta (F_v) é uma informação crucial para a avaliação do risco radiológico devido à ingestão de alimentos. A transferência solo-planta está diretamente relacionada com a fenologia e fisiologia das plantas, propriedades dos solos e propriedades físico-químicas dos radionuclídeos. Este trabalho teve por objetivo identificar, através da revisão sistemática da literatura, as propriedades dos solos que afetam os valores de F_v para o iodo, e, a partir dessas, propor indicadores edafológicos potencialmente capazes de prever valores de F_v através do uso de ferramentas de inteligência artificial. A análise da literatura permitiu selecionar o teor de matéria orgânica e o pH dos solos como potenciais indicadores edafológicos de valores de F_v . Apesar do número considerável de artigos publicados sobre o tema, foram levantados e estruturados em um banco de dados somente 125 valores de F_v para o iodo, que puderam ser associados à pelo menos uma propriedade do solo. Desse banco de dados, somente dois conjuntos de aprendizado (“learning sets”) puderam ser estruturados para a o treinamento de uma rede neural artificial, e somente para o ^{125}I : um para trigo (n=38) e outro para alface (n=14). Esse resultado aponta que os registros de valores F_v para o iodo não reportam as informações ambientais adequadas para a análise desse parâmetro, sendo que a maioria das informações disponíveis na literatura foram restritas a solos de clima temperado. A rede neural artificial treinada com estes resultados conseguiu prover a suficiência dos atributos teor de matéria orgânica e o pH do solo para a previsão de valores de transferência solo-planta para Iodo, validando o uso desta ferramenta em consonância com a revisão sistemática para previsão dos valores de F_v solo-planta para este radionuclídeo.

Palavras-chave: Radioecologia. Mobilidade de iodo em solos. Fator de transferência solo-planta para o iodo. Matéria orgânica. Redes Neurais Artificiais.

Abstract

Computational radioecological models used for environmental safety purposes depend on parameter values not always available with the required environmental specificity. Within the agricultural scenario, the soil-plant transfer factor (F_v) is a crucial information for the evaluation of the radiological risk due to the ingestion of food. The soil-plant transfer is directly related to plant phenology and physiology, soil properties and physicochemical properties of radionuclides. The objective of this work was to identify, through the systematic review of the literature, the soil properties that affect iodine F_v values and, from these, to propose its potential soil indicators to forecast F_v values by artificial intelligence tools. The literature review allowed to select the organic matter content and the pH of the soils as potential soil indicators of F_v values. Despite the abundant literature on the subject, only 125 F_v values for iodine could be associated with at least one soil property that were collected and structured in a database. From this database, only 2 learning sets were structured for training of an artificial neural network and, only for ^{125}I : one for wheat ($n = 38$) and one for lettuce ($n = 14$). This result indicates that the records of F_v values do not report the adequate environmental information for the analysis of this parameter, and all information was restricted to temperate or subtropical climate soils. The artificial neural network trained with these results, was able to provide sufficiency of organic matter content and the pH soil attributes to forecast soil-plant transfer factor values to Iodine validating the used methodological approach to use AI tools to predict soil-plant F_v values.

Keywords: Radioecology. Mobility of iodine in soils. Soil-plant transfer factor for iodine. Organic matter. Artificial Neural Networks.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Representação das argilas de mineral do tipo 2:1 e do tipo 1:1.....	18
Figura 2 - Exemplo de mecanismo da contaminação da planta e fatores que afetam absorção dos radionuclídeos no sistema solo-planta	28
Figura 3- Ciclo do iodo no meio ambiente.	31
Figura 4 - Ilustração de uma rede MLP com duas camadas ocultas.....	39
Figura 5- Distribuição do número de publicações por ano, após o acidente de Chernobyl .	41
Figura 6- Gráfico com a distribuição das principais revistas e o número de artigos publicados.....	43
Figura 7- Diagrama Eh-pH do iodo em água a 25 °C	54
Figura 8- Representação do esquema da rede treinada para cereal	70
Figura 9- Relação entre os valores de Fv de referência e o previsto, ao longo do treinamento da rede neural no aprendizado dos cereais.	71
Figura 10 - Relação entre os valores de Fv de referência e o previsto, ao longo do treinamento da rede neural no aprendizado das folhosas (alface)	72

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Número de artigos revisados com valores de F_v solo-planta por tipo de iodo ..	42
Quadro 2 - Número de artigos revistos, distribuídos por seus principais temas abordados .	43
Quadro 3 - Propriedades dos solos referenciadas como relevantes para a compreensão da dinâmica do iodo no sistema solo-planta.....	44
Quadro 4 - Valores de F_v solo-planta para os isótopos do iodo e propriedades dos solos determinadas.....	57
Quadro 5 - Valores tabelados para a aprendizagem por rede neural artificial para fins de previsão de valores de F_v do ^{125}I para o cereal trigo, tendo por base as propriedades dos solos (n=38)	68
Quadro 6 - Valores tabelados para a aprendizagem por rede neural artificial para fins de previsão de valores de F_v do ^{125}I para folhosa alface, tendo por base propriedades dos solos (n=14)	69

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	13
2 OBJETIVO.....	15
3 FUNDAMENTOS TEÓRICOS	16
3.1 A origem do solo e sua constituição.....	16
3.1.1 Componentes minerais do solo.....	17
3.1.2 Componentes orgânicos do solo.....	19
3.2 O solo e suas funções no meio ambiente.....	21
3.3 Mobilidade e Biodisponibilidade dos Radionuclídeos nos Solos.....	21
3.4 Mecanismos que influenciam na dinâmica de radionuclídeos em solos	23
3.4.1 Sorção e dessorção em solos	23
3.4.2 Complexação em solos	24
3.4.3 Precipitação e Dissolução.....	25
3.4.4 Oxidação e Redução	26
3.5 O comportamento dos radionuclídeos no sistema solo-planta	26
3.6 A Transferência Solo-Planta de Radionuclídeos.....	29
3.7 O ciclo global do Iodo	30
3.8 Principais isótopos radiativos do iodo no meio ambiente	32
3.9 Ferramentas de Inteligência Artificial (IA)	34
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	37
4.1 Foco da Pesquisa:	37
4.1.1 Processo de busca	37
4.1.2 Critérios de inclusão e exclusão	38
4.2 Aplicação da rede neural para verificação da viabilidade dos indicadores edafológicos para o Iodo.....	38
4.2.1 Programa Usado: Linguagem de Programação	38
4.2.2 Rede Neural MLP.....	39
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	41
5.1 Propriedades dos solos relevantes para a compreensão da dinâmica do iodo no sistema solo-planta.	44
5.2 Avaliação dos potenciais indicadores pedológicos da fitodisponibilidade do iodo ...	50
5.2.1 A Matéria Orgânica do Solo.....	50
5.2.2 Os componentes minerais: textura e composição química.....	52
5.2.3 O pH	52
5.2.4 O Eh.....	53

5.2.5 Os microrganismos	55
5.3. Valores de F_v compilados	56
5.4 Avaliação da viabilidade dos indicadores selecionados	69
6 CONCLUSÕES	74
REFERÊNCIAS	76
ANEXO A - Estudo dos principais indicadores edafológicos da transferência solo-planta para o iodo - Artigo aceito para publicação pela revista Brazilian Journal of Radiation Sciences em 03/09/18. Publicado no Vol.6, No 3 (2018).	94

1 INTRODUÇÃO

A transferência de radionuclídeos do solo para as plantas determina a extensão da contaminação e, conseqüentemente, o risco de exposição radioativa da população devido à ingestão de alimentos. Os modelos radioecológicos computacionais utilizados para fins de segurança ambiental dependem de dados nem sempre disponíveis com a especificidade ambiental requerida. Dentro do cenário agrícola, o fator de transferência solo-planta (F_v) é uma informação crucial para a avaliação do risco radiológico devido à ingestão de alimentos e constitui um bom exemplo em sua especificidade ambiental (Bell e Shaw, 2005). O F_v relaciona a concentração do radionuclídeo na parte comestível da planta (Bq kg^{-1} em peso seco), com a concentração presente no solo (Bq kg^{-1} em peso seco) (IAEA, 2010). A transferência solo-planta está diretamente relacionada com a fenologia e fisiologia das plantas, propriedades dos solos e propriedades físico-químicas dos radionuclídeos. Assim, diferentes tipos de solos, plantas e níveis de tecnologias envolvidas na produção agrícola, resultam em uma grande dispersão de valores F_v medidos para um dado radionuclídeo. Dependendo das propriedades do solo e do tempo decorrido após a contaminação, um mesmo radionuclídeo pode apresentar valores de F_v com até 5 ordens de magnitude de diferença para um mesmo vegetal (ou grupo de vegetais), como já observado para o ^{137}Cs em cereais (FRISSEL et al., 2002; VELASCO et al., 2009). Estudos radioecológicos realizados, relativos ao F_v de radionuclídeos (^{137}Cs e ^{90}Sr), apontam que parâmetros pedológicos explicam consideravelmente o comportamento dos mesmos no sistema solo-planta. Foi observado que valores de F_v para ^{137}Cs determinados em solos brasileiros podem ser duas ordens de grandeza superiores aos valores de F_v para cereais, medidos em solos europeus afetados pelo acidente de Chernobyl. Desse modo, o uso de valores F_v genéricos ou valores de referência propostos pela IAEA (IAEA, 2010), em substituição à valores regionais, pode subestimar ou superestimar riscos. No entanto, a extensão e amplitude de ação das propriedades dos solos ainda permanecem desconhecidos para muitos radionuclídeos (SHEPPARD et al., 2006).

A longo prazo, o ^{137}Cs e o ^{90}Sr foram os principais responsáveis pela exposição interna da população em decorrência do acidente de Chernobyl. No entanto, nas primeiras semanas após Chernobyl, o ^{131}I foi o principal contribuinte de dose para a população na Bielorrússia, Rússia e Ucrânia, em função da sua elevada concentração no leite consumido (MICHEL et

al., 2015; BERESFORD et al., 2016). O mais recente acidente nuclear de Fukushima em 2011, também promoveu a liberação de iodo nos ecossistemas (DARAOUI et al., 2012).

Além das liberações acidentais proveniente de reatores nucleares, o isótopo ^{129}I também pode ser encontrado no meio ambiente oriundo dos testes nucleares e por atividades industriais rotineiras, como as instalações de reprocessamento do combustível nuclear (RAO e FEHN, 1999; KODAMA et al., 2006; ALDAHAN et al., 2007; HU et al., 2010; ZHANG et al., 2011; DARAOUI et al., 2012; JABBAR et al., 2013; MICHEL et al., 2015). Esta grande quantidade de ^{129}I liberado no meio ambiente pela atividade nuclear humana, promoveu uma elevação da relação $^{129}\text{I} / ^{127}\text{I}$ em pelo menos duas ordens de grandeza em comparação com os valores naturais (HOU et al., 2009);(DARAOUI et al., 2012). Muito dos radionuclídeos liberados no meio ambiente em função destes testes, podem ser encontrados nos solos e nos alimentos de todo o mundo (ZHU et al., 2003). Atualmente, o reprocessamento do combustível nuclear é a principal fonte do ^{129}I artificial no meio ambiente.

O iodo é um elemento essencial para o corpo humano e para os animais (SHINONAGA et al., 2001). É conhecido por ser concentrado na glândula tireóide, e sua presença dentro do organismo é necessária para a síntese de hormônios responsáveis pelo controle do metabolismo e o seu equilíbrio (BAN-NAI e MURAMATSU, 2003). Portanto, do ponto de vista da radioproteção, o conhecimento do comportamento do iodo no meio ambiente, principalmente no ecossistema terrestre, é imprescindível para o gerenciamento do risco, com intuito de minimizar a exposição da população a doses.

2 OBJETIVO

Identificar, através da revisão sistemática da literatura, as propriedades dos solos que afetam os valores de Fv para o iodo e, a partir dessas, propor indicadores edafológicos potencialmente capazes de prever valores de Fv , através do uso de ferramentas de inteligência artificial.

3 FUNDAMENTOS TEÓRICOS

3.1 A origem do solo e sua constituição

A origem dos diversos tipos de solos é atribuída principalmente, à ação conjunta do clima, relevo, biosfera e tempo sobre a rocha; promovendo a modificação do material de origem e o desenvolvimento gradativo de camadas com propriedades distintas, mais ou menos paralelas a superfície do terreno, denominada de horizontes (LUCHESE et al., 2001). Os diferentes climas, relevos e rochas, são responsáveis pela grande variedade de solos na paisagem, com vários níveis de desenvolvimento, sustentando sistemas ecológicos diversificados.

Normalmente, um solo apresenta características que derivam do material de origem (rocha-mãe). No entanto, a ação antrópica tem alterado algumas dessas características, seja por movimentos de massas, por descarte de materiais poluentes, dentre outros.

O solo é um sistema trifásico, constituído de material sólido, compreendendo os minerais e material orgânico, por água e ar (BUCKMAN, 1974; KIEHL, 1979). A proporção destas fases varia de um solo para outro, podendo também variar dentro do mesmo solo, de horizonte para horizonte. Em uma concepção de solo agrícola ideal, a fase sólida ocuparia cerca de 50% do volume do solo, constituída de material orgânico decomposto (5%) e minerais (45%), constituído por partículas de diferentes tamanhos: argila, silte e areia (KIEHL, 1979; DE-POLLI, et al., 1988). A fase líquida do solo, constituída por água acrescida de minerais e compostos orgânicos nela dissolvidos, formando a solução do solo. Esta solução encontra-se nos poros, que são os espaços vazios da fase sólida e que podem chegar aos 50 % do volume total do solo. A fase gasosa constituída pelo ar do solo, compete com a solução pelos espaços porosos. No entanto, esta proporção entre as fases sólida (mineral e orgânica), líquida e gasosa, que constituem um solo, poderá sofrer alterações; seja por causas naturais, como as inundações dos rios após eventos meteorológicos; ou por ações antrópicas, determinadas por exemplo; com algumas práticas agrícolas de adubação orgânica, drenagem e irrigação.

3.1.1 Componentes minerais do solo

Os componentes minerais dos solos podem ser classificados pela sua origem, seu tamanho e composição. Em relação à origem, são divididos em minerais primários e secundários. Os minerais primários, também conhecidos como os minerais indicadores da reserva mineral dos solos, são aqueles que ainda mantêm a sua constituição original (e.g. olivinas, feldspatos, muscovita e quartzo) (KIEHL, 1979, NASCIMENTO, 1995, LUCHESE, 2001). Os minerais secundários são resultantes da decomposição dos minerais primários (e.g. argilas e os óxidos, hidróxidos e oxidróxidos de Fe, Al, Mn) (BENNETT, 1955; BUCKMAN, 1974; KIEHL, 1979, CURI, 1993, NASCIMENTO, 1995, LUCHESE, 2001). À medida que ocorre intemperismo dos minerais primários e secundários, são liberados íons de diversos elementos, tais como: sódio, potássio, alumínio, ferro e silício. Os íons mais solúveis geralmente são lixiviados no solo, outros podem se recristalizar formando minerais insolúveis (BRADY, 1989).

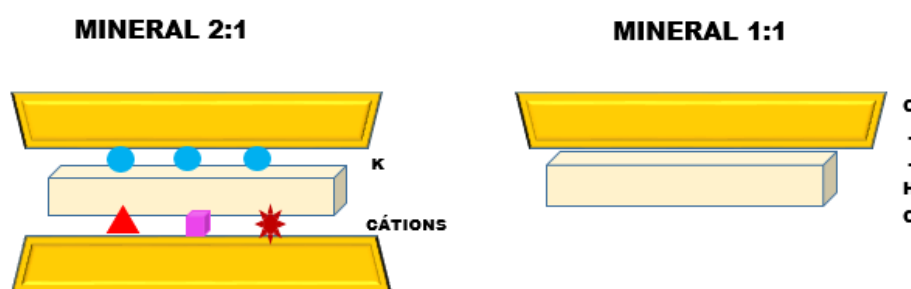
A classificação textural agrupa os componentes do solo baseando-se no diâmetro das partículas. O tamanho das partículas influencia diretamente as propriedades físicas e químicas do solo (LEPSCH, 2002). A predominância de partículas de areia ou de argila define a textura de um solo, classificando-o de um modo geral, em arenoso, quando predominar partículas com tamanho superior a 2 mm (areia) ou argiloso, quando predominarem as partículas com tamanho inferior a 0,002 mm (BUCKMAN, 1974; CURI, 1993). A fração argilosa é uma das mais ativas no solo, devido ao seu pequeno tamanho com grande superfície específica carregada eletricamente, que influenciam na retenção de íons presentes no solo. Segundo Buckman (1974) e Kiehl, (1979), propriedades dos solos como fertilidade, estrutura, porosidade e capacidade de troca catiônica se correlacionam com a textura.

Em relação à composição, a fração do solo é constituída de argilas silicatadas e de óxidos, hidróxidos e oxidróxidos comumente de ferro e alumínio. Os minerais de argila silicatados apresentam, na sua estrutura, diversas combinações de pequenas lâminas de tetraedros de silício, com lâminas de octaedros de alumínio, sobrepostas, ligadas umas às outras (LUCHESE, 2001, PRADO, 2003). As cargas elétricas presentes nas argilas, quando oriundas da substituição isomórfica (substituição de elementos constituintes da estrutura das argilas, por outro de menor carga, sem comprometimento da estrutura da argila), são permanentes e independem do pH do solo (LUCHESE, 2001, MEURER, 2004). A ação das

cargas negativas advindas das substituições isomórficas é de vital importância para a vida vegetal. É ela que mantém um equilíbrio entre os cátions presentes na solução do solo e fase sólida, criando um meio propício para nutrição de plantas (LUCHESE et al., 2001).

Os minerais bilaminares do grupo 1:1 (Figura 1) são formados por uma lâmina tetraédrica e outra octaédrica que estão fortemente ligadas entre si. Desta forma, somente a superfície externa da argila está quimicamente ativa nos processos do solo (LEPSCH, 2002) e por isso são denominadas de argilas de baixa atividade (CURI, 1993). A caulinita é a principal representante desta classe, no entanto sua atuação como trocadora de cátions é pouco importante, sendo por isto, de pequena importância em solos agrícolas (KIEHL, 1979, LUCHESE et al., 2001).

Figura 1- Representação das argilas de mineral do tipo 2:1 e do tipo 1:1



Fonte: Própria Aatoria (2018).

As argilas trilaminares do grupo 2:1 são formadas pela reunião de duas lâminas tetraédricas, intercaladas por uma octaédrica. As cargas permanentes derivadas de substituições isomórficas são balanceadas por cátions trocáveis hidratados provindos da solução do solo, que se apresentam nos espaços entre as lâminas, ligando-as a partir das cargas permanentes da superfície (NASCIMENTO, 1995, LUCHESE et al., 2001). Se a ligação entre as lâminas for de baixa intensidade, a presença da água nos espaços interlamelar irá favorecer a argila a capacidade de expandir-se, de modo que terá áreas quimicamente ativas no espaço interno entre as lâminas, além do espaço externo (LUCHESE et al., 2001, LEPSCH, 2002) e por isto são consideradas argilas de atividade alta, tendo uma atuação privilegiada nos processos de troca catiônica nos solos (CURI, 1993). Os principais representantes deste grupo são: a montemorilonita, a vermiculita, a illita, dentre outros

(KIEHL, 1979; LUCHESE et al., 2001). Os óxidos, hidróxidos e oxidróxidos de ferro, alumínio, manganês, dentre outros, de uma maneira geral, são encontrados nos solos submetidos a intenso intemperismo (BRADY, 1989). Estes óxidos e hidróxidos possuem importante papel nas propriedades físico-químicas dos solos, influenciando nas reações que controlam a disponibilidade de elementos traços no sistema. Os óxidos e hidróxidos apresentam grupos funcionais hidroxílicos na superfície, altamente reativos (SILVEIRA, 2002). As cargas elétricas que se formam nos grupos funcionais de superfície são originadas pela adsorção ou dessorção de prótons (íons H^+) ou de íons hidroxil (OH^-) por estes grupos (MEURER, 2004). Como os grupos funcionais estão em íntimo contato com a solução do solo, as cargas originadas serão negativas ou positivas, conforme o valor do pH (MEURER, 2004). Estas cargas são denominadas de cargas dependentes do pH. Os óxidos, hidróxidos e oxidróxidos de Fe e Mn são um dos principais

componentes minerais de solos tropicais e por isso têm grande influência no comportamento de elementos traços (SILVEIRA, 2002). Em solos ácidos as cargas positivas predominam, diminuindo a capacidade adsortiva de cátions. Os óxidos de ferro mais comumente encontrados nos solos são a goetita e a hematita. Alguns metais como: Co, Cu, Ni, Zn e Pb possuem bastante afinidade com os óxidos de Mn (SILVEIRA, 2002). Os solos altamente intemperizados, típicos de clima tropical, são constituídos predominantemente por mineralogia oxídica e caulínica, o que pode conferir características distintas daquelas dos solos com argilominerais do tipo 2:1, nas reações que controlam a disponibilidade de radionuclídeos no sistema (ZHU e SHAW, 2000; WASSERMAN; PEREZ; BARTOLY, 2002).

3.1.2 Componentes orgânicos do solo

Estes componentes, também conhecido como matéria orgânica do solo (MOS), refere-se a todos os compostos que contêm carbono orgânico neste ambiente, incluindo os microrganismos vivos e mortos, resíduos de plantas e animais em diferentes estágios de decomposição, os produtos destas decomposições e substâncias orgânicas microbiologicamente e/ou quimicamente alteradas (BRADY, 1989; MEURER, 2004).

Na maioria dos solos, o teor de matéria orgânica varia de 0,5 a 5,0% nos horizontes minerais superficiais (DE-POLLI, et al., 1988; MEURER, 2004). Contudo, a quantidade e as propriedades dos componentes orgânicos do solo serão influenciados por vários fatores como por exemplo: a natureza dos resíduos vegetais e animais que os originaram, as propriedades dos solos, o clima, dentre outros.

A matéria orgânica é a principal fonte de energia para os microrganismos do solo; são eles os fungos, bactérias, actinomicetes e protozoários (KIEHL, 1979; DE-POLLI, et al., 1988; BRADY, 1989; MEURER, 2004). Estes organismos costumam decompor os produtos mais resistentes. No decorrer da decomposição dos resíduos orgânicos, certos constituintes são utilizados pelos microrganismos na elaboração de seu protoplasma; outros são volatilizados. O processo de decomposição destes componentes orgânicos, em condições aeróbicas, dá origem ao húmus. O húmus apresenta uma alta complexidade química e estrutural; tem alta densidade de cargas elétricas na sua superfície e por consequência, é a fração envolvida na maioria das reações químicas no solo, devido ao seu alto poder de adsorver e trocar cátions. As associações organometálicas ocorrem na fase sólida e na fase líquida do solo.

As substâncias húmicas são separadas de acordo com a sua solubilidade. Segundo Silveira (2002), os ácidos húmicos são solúveis apenas em meio alcalino, enquanto que os ácidos fúlvicos são solúveis em meio alcalino e ácido. Ambos apresentam diferentes funções no controle da absorção dos elementos pelas plantas. Os elementos complexados com os ácidos fúlvicos geralmente são solúveis e os complexados com ácidos húmicos, são insolúveis (SILVEIRA, 2002).

Em condições anaeróbicas, também conhecidas como regiões alagadas ou redutoras, a natureza da matéria orgânica assume aspectos diferentes, sendo denominada turfa.

Apesar de estar em pequenas quantidades, quando comparada com a fração mineral, a matéria orgânica no solo é de extrema importância para os sistemas de produção agrícola devido aos diversos efeitos que produz nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo e por seu efeito no crescimento e desenvolvimento das plantas.

3.2 O solo e suas funções no meio ambiente

O solo é um recurso natural fundamental para o desenvolvimento de atividades agrícolas no meio rural (BRADY, 1989; EMBRAPA, 1997; BERTONI e LOMBARDINETO 1999,). A maior parte dos alimentos necessários ao desenvolvimento do homem é retirada dos solos; e a sua produtividade é fortemente influenciada pelo seu tipo e por condições ambientais.

Os solos apresentam grande capacidade de retenção de materiais que podem ser potencialmente prejudiciais ao ambiente (MEURER, 2004). Isto ocorre porque os seus componentes minerais e orgânicos, possuem capacidade de sorção de diversos elementos químicos, atuando como um estoque geológico. Porém, existem condições físico-químicas nas quais parte destes elementos retidos serão remobilizados, resultando assim em dispersão no meio ambiente e assimilação biológica.

Os elementos traços poluidores, presentes no meio ambiente, são oriundos de constituintes naturais e de fontes antropogênicas; e podem afetar, não só a produtividade de uma área, como também a qualidade dos alimentos. Estes elementos podem estar distribuídos no solo como íons-livres, como complexos organominerais solúveis ou adsorvidos às partículas do solo (SILVEIRA, 2002).

3.3 Mobilidade e Biodisponibilidade dos Radionuclídeos nos Solos

Entende-se a mobilidade como a distribuição dos elementos químicos no solo e sua capacidade para se deslocar neste ambiente (SILVEIRA, 2002; MEURER, 2004). Define-se por biodisponibilidade, a característica dos elementos que estão presentes na solução do solo manterem-se facilmente disponíveis para a assimilação das plantas, do homem e dos animais. A mobilidade e a biodisponibilidade dos radionuclídeos no solo dependem da sua concentração na solução do solo, da natureza da associação com outras espécies iônicas solúveis e da habilidade do solo em fornecê-los para a solução do solo em resposta à absorção pelas plantas (EHLKEN e KIRCHNER, 2002). Os elementos podem estar presentes na solução do solo como íons-livres, formando complexos com coloides orgânicos e inorgânicos e/ou pode encontrar-se precipitado (SILVEIRA, 2002). Em geral, as espécies livres em solução são mais prontamente biodisponíveis. No entanto, os elementos imobilizados por

mecanismos de adsorção, precipitação, oxidação/redução ou complexação, poderão ser remobilizados, tornando-se facilmente disponível para a assimilação biológica (FERREIRA et al., 2001, SILVEIRA, 2002, REIS, 2002). O pH do solo é um dos principais fatores que regula o comportamento e a biodisponibilidade dos radionuclídeos nos solos, pois interferem diretamente nos mecanismos de sorção, precipitação, dissolução e complexação (VAN BERGEIJK et al., 1992, FRISSEL et. al, 2002). Estudos realizados para investigar a transferência do ^{137}Cs do solo para as plantas, comprovaram que existe uma correlação negativa entre o pH do solo e a transferência solo-planta (WASSERMAN et. al, 2001, FRISSEL et. al, 2002). A matéria orgânica do solo é um fator importante na mobilidade de radionuclídeos. Estudos relacionando o teor de matéria orgânica no solo e a transferência do ^{137}Cs e do ^{90}Sr mostraram que o incremento de material orgânico no solo, proporcionou um aumento na transferência do ^{137}Cs para as plantas (VAN BERGEIJK et al., 1992). No entanto, o incremento do mesmo material no solo proporcionou uma diminuição da transferência do ^{90}Sr (VAN BERGEIJK et al., 1992). PORTILHO (2005), também encontrou uma boa correlação negativa da presença de matéria orgânica nos solos com a retenção do ^{60}Co obtendo uma baixa transferência solo-planta. A transferência de qualquer elemento químico do solo para as plantas pode ser influenciada também pela presença de um outro elemento de comportamento químico similar que a planta não consegue diferenciar (SUTCLIFFE e BAKER, 1989). Alguns elementos quando estão juntos, competem pelo mesmo sítio ativo no solo e nas plantas e no processo de absorção radicular as plantas não conseguem diferenciá-los. A presença de K e/ou Ca no solo muitas vezes promove uma redução na transferência solo-planta do ^{137}Cs e/ou ^{90}Sr , respectivamente (VAN BERGEIJK et al., 1992; MOCANU et al., 2000; FRISSEL et al., 2002; WASSERMAN et al., 2005). EL-NAGGAR et al. (1996) afirmam que a presença de Na, K, Ca e Fe na solução do solo promovem um decréscimo na absorção de alguns radionuclídeos, dentre eles o ^{60}Co , pelas plantas. O estudo de fracionamento dos elementos químicos visa principalmente entender a distribuição dos mesmos nos solos. Mesmo que os resultados do fracionamento não correspondam aos valores reais dos elementos químico nas diferentes formas, estes podem apresentar coerência em termos relativos.

O conhecimento da mobilidade potencial de radionuclídeos em solos é de importância fundamental, para compreender o seu comportamento no meio ambiente, e efetuar previsões visando auxiliar processos de tomada de decisão em situações de intervenção, tanto no caso

de exposições de emergência, quanto no caso de exposições crônicas (ROCHEDO e WASSERMAN, 2000).

3.4 Mecanismos que influenciam na dinâmica de radionuclídeos em solos

A contaminação do solo com radionuclídeos é preocupante por causa do impacto negativo desses elementos no ecossistema. A solubilidade destes elementos nos solos é controlada por reações de adsorção/dessorção, complexação, precipitação/dissolução e oxidação/redução.

3.4.1 Sorção e dessorção em solos

O termo sorção, também conhecido como adsorção, refere-se aos mecanismos de retenção de íons e moléculas pela fase sólida do solo. A reação de adsorção é um dos processos mais importante no controle da biodisponibilidade e no comportamento de metais e radionuclídeos em solos. A adsorção ocorre quando os elementos ou substâncias se acumulam na interface entre a superfície dos colóides orgânicos ou minerais e a solução do solo (BRADY, 1989; SILVEIRA, 2002, MEURER, 2004).

Segundo SILVEIRA (2002), a reação de adsorção pode ser não-específica ou específica. Na primeira, os elementos são adsorvidos por forças eletrostáticas, ou seja, a adsorção ocorre seguida de uma dessorção de quantidades estequiométricas dos contraíons; na segunda, estão envolvidas forças específicas e a adsorção dependerá da natureza dos cátions e das propriedades da superfície do colóide. De uma maneira geral os íons com adsorção específica são mais fortemente retidos do que os íons adsorvidos não-especificamente, sendo que, muitas vezes, a adsorção específica se torna irreversível, pelo menos considerando-se uma escala de tempo pedológica (SILVEIRA, 2002, MEURER, 2004).

A capacidade de troca catiônica (CTC) está diretamente relacionada com a capacidade do solo em adsorver os cátions, ou disponibilizá-los, através de ligações eletrostáticas (DE-POLLI, et al., 1988; MEURER, 2004;). A CTC do solo é definida pela soma total dos cátions que o solo pode reter na superfície coloidal prontamente disponível à assimilação pelas

plantas (EMBRAPA, 1997). Assim, quanto maior for a CTC de um solo, mais sítios de adsorção estarão disponíveis para adsorver metais.

As ligações eletrostáticas são influenciadas pelo pH da solução do solo (SILVEIRA, 2002). Este pH representa o potencial ou a concentração de hidrogênio presente no solo. O processo de acidificação nos solos das regiões tropicais inicia com a remoção de bases pelas plantas e pela água de percolação, permitindo que o hidrogênio deste líquido tome os lugares, por troca, das bases que vão sendo removidas (KIEHL, 1979). Quanto maior a concentração de íons de hidrogênio encontrados nos complexos de troca de um solo, maior será a sua acidez (LOPES, 1989). Quando o acúmulo de hidrogênio trocável chega a certa concentração, ocorre a alteração espontânea do mineral argiloso, libertando Al^{+3} (KIEHL, 1979). À medida que íons de alumínio vão sendo solubilizados, mais íons de H^+ vão sendo liberados e por consequência, mais íons de alumínio são solubilizados (LOPES, 1989). Isso faz com que o alumínio desloque dos sítios de troca para a solução do solo os cátions que são importantes na nutrição das plantas (Ca^{+2} , Mg^{+2} e K^{+1}), favorecendo a sua percolação, pois a retenção preferencial da argila e da matéria orgânica é por cátions de maior valência, como o Al^{+3} (MEURER, 2004). Por outro lado, o aumento do pH, por exemplo, pode favorecer uma maior atração entre o sorvente e o metal (SILVEIRA, 2002). Alguns elementos como o cálcio e o magnésio costumam ser governados pelo fenômeno de troca de cátions, pois estão presentes na solução do solo, sendo retido nas superfícies negativamente carregadas das argilas e da matéria orgânica. O cálcio está presente no solo na forma de cátion (Ca^{+2}), sendo geralmente dominante no solo, mesmo em pH baixo e o teor do cátion magnésio (Mg^{+2}) nos solos, geralmente é inferior ao de cálcio, porque o magnésio é mais solúvel e conseqüentemente está mais sujeito a lixiviação (DE-POLLI et al., 1988). Os cátions com valências iguais competem entre si por sítios de troca (EL-NAGGAR et al., 1996). Estudos realizados para a transferência solo/planta do ^{137}Cs , mostraram que solos com baixa fertilidade, principalmente com deficiência em potássio e/ou solos com pH baixo, são mais aptos a transferir este radionuclídeo para as plantas (WASSERMAN et al., 2005, WASSERMAN et al., 2002, FRISSEL et al., 2002, NISBET et al., 1999, VAN BERGEIJK et al., 1992).

3.4.2 Complexação em solos

Quando um íon ou molécula presente na solução do solo reage com um grupo funcional de superfície (orgânico ou inorgânico), forma-se um complexo de superfície.

Conforme a energia de ligação do íon com a superfície da partícula, os complexos formados podem ser classificados como de esfera-externa ou de esfera-interna (BRADY, 1989; MEURER, 2004). Os complexos de esfera-externa são formados com a interposição de uma ou mais moléculas de água entre o grupo funcional de superfície e o íon, formando apenas uma atração eletrostática entre eles (MEURER, 2004). Os íons adsorvidos desta forma são trocáveis, porque podem ser deslocados dos sítios de adsorção por outros íons presentes na solução do solo (MEURER, 2004; BORGES et al., 2007). Nos complexos de esfera-interna os íons ligam-se diretamente ao grupo funcional de superfície, sem a presença de moléculas de água, formando ligações iônicas ou covalentes (MEURER, 2004; BORGES et al., 2007). Normalmente este processo de complexação é mais lento e irreversível, sendo desejável para poluentes presentes nos solos, pois é uma forma de reduzir a sua mobilidade no meio ambiente (MEURER, 2004; CANCES et al., 2003).

3.4.3 Precipitação e Dissolução

As reações de precipitação e dissolução são importantes componentes para guiar a atividade dos elementos na solução do solo. Quando certas soluções de eletrólitos são misturadas, o íon positivo de uma solução combina-se com o íon negativo da outra solução podendo formar um sólido insolúvel (MASTERTON e SLOWINSKI, 1978; BRADY, 1989). Assim, muitos elementos metálicos formam óxidos no solo. A formação e a estabilidade dos óxidos, hidróxidos e oxidróxidos de ferro e de manganês podem ser citadas como exemplo. Essa precipitação pode ocorrer sobre outros minerais; como os minerais de argila, e têm papel importante na solubilidade não só do ferro e manganês, bem como de outros elementos que se co-precipitam com eles, ficando ocluídos (CANCES et al., 2003).

Nas reações de hidrólise, o pH e as condições de oxi-redução são fatores que tendem a alterar, às vezes sensivelmente, o equilíbrio das reações de dissolução/precipitação. Gases dissolvidos na solução também têm efeito marcante na dissolução/precipitação de muitos elementos.

Conforme Ferreira et al., (2001), diversos íons como fosfato, sulfato, sulfito e carbonato podem interferir nas relações de solubilidade dos elementos metálicos, formando, muitas vezes, precipitados muito pouco solúveis, diminuindo a concentração de íons na solução do solo e, conseqüentemente, a redução da absorção destes íons por plantas.

3.4.4 Oxidação e Redução

As variações que ocorrem na composição química do ar do solo modificam as reações químicas e processos biológicos existentes neste ambiente (LUCHESE, 2001). Numa concentração maior de oxigênio criam-se as condições de um ambiente mais oxidante, onde se desenvolvem os processos aeróbicos e conseqüentemente as espécies químicas tendem a encontrar-se em suas formas oxidadas (LUCHESE, 2001). No entanto, se ocorrer uma redução do teor de oxigênio, criam-se condições de um ambiente anaeróbico, com propriedades redutoras, em que as espécies químicas tendem a encontrar-se em suas formas reduzidas (LUCHESE, 2001). O estado de maior ou menor redução do solo pode ser medido através do potencial redox (Eh). Quanto mais baixo for o seu valor, maior será o estado de redução do solo (MEURER, 2004).

O tipo e a concentração dos compostos passíveis de redução são importantes fatores na determinação da seqüência da redução. Como as reações de oxirredução acompanham uma seqüência termodinâmica relacionada à facilidade em receber elétrons, um composto de menor afinidade será reduzido apenas depois que a concentração do composto de maior afinidade for baixa (MEURER, 2004). Assim, a seqüência de redução seguirá a ordem: nitrato, óxidos de manganês, óxidos de ferro e sulfato. Desta forma, ocorrerá redução de quantidades significativas de manganês, apenas depois que o nitrato for reduzido quase que totalmente (MEURER, 2004).

Alguns cátions como potássio, cálcio e magnésio, têm a solubilidade aumentada nestas reações de oxirredução, pois são deslocados para a solução do solo pelo manganês e, principalmente, pelo ferro, que ocupa proporção considerável dos sítios de troca em função de sua alta concentração (MEURER, 2004). Estas interações influenciam a partição de poluentes na fase líquida e sólida do solo e são responsáveis pela sua mobilidade e biodisponibilidade no sistema.

3.5 O comportamento dos radionuclídeos no sistema solo-planta

A transferência de radionuclídeos do solo para as plantas determina a extensão da contaminação e, conseqüentemente, o risco de exposição radioativa da população devido à ingestão de alimentos. A partir de uma liberação para a atmosfera, os radionuclídeos, seja oriundo de testes nucleares, de liberações rotineiras ou de acidentes em reatores nucleares,

sofrem dispersão neste meio, e dependendo das condições meteorológicas, podem contaminar a superfície do solo através da deposição. O solo também pode ser contaminado através da inundação e/ou irrigação com água captada de um rio que recebe efluente de instalações nucleares. Outras fontes de contaminação de solos são através de rompimento de fontes seladas utilizadas na indústria ou na área médica; como ocorreu no acidente de Goiânia, com ^{137}Cs em decorrência de operações de instalações antigas ou áreas em que foi descartado material contendo radionuclídeos (LIMA; MAZZILLI, 1994, SABBARESE et al., 2002).

O radionuclídeo depositado na superfície do solo pode migrar para camadas mais profundas, por processos de lixiviação ou por infiltração, ficando fora do alcance do sistema radicular das plantas, porém tornando-se uma fonte inicial de contaminação para águas subterrâneas e/ou superficiais (ROCHEDO, 2003). O arraste de camadas superficiais dos solos em áreas, sujeitas à erosão eólica ou pluvial, pode favorecer a contaminação de ecossistemas vizinhos, tanto terrestres, como aquáticos. Por processos de ressuspensão, o radionuclídeo depositado no solo anteriormente, pode voltar para a atmosfera, redistribuindo a contaminação inicialmente depositada (PIRES DO RIO; AMARAL; PARETZKE, 1994). Por processos de absorção fisiológica, o radionuclídeo presente no solo pode ser incorporado às plantas, microrganismos e animais (ZHU e SHAW, 2000; ENTRY; WATRUD; REEVES, 1999), saindo do sistema por ocasião da colheita, movimento ou abate dos animais.

A contaminação do vegetal poderá ocorrer por processos de absorção radicular do radionuclídeo presente no solo ou por absorção foliar, através dos estômatos, em função de uma deposição externa presente nos meios dispersantes, como por exemplo, o ar e a água, sobre a superfície das partes aéreas das plantas e posteriormente, ser redistribuído para outras estruturas da planta (NOORDIJK et al., 1992, SABBARESE et al., 2002, ROCHEDO e WASSERMAN, 2000) (Figura 2).

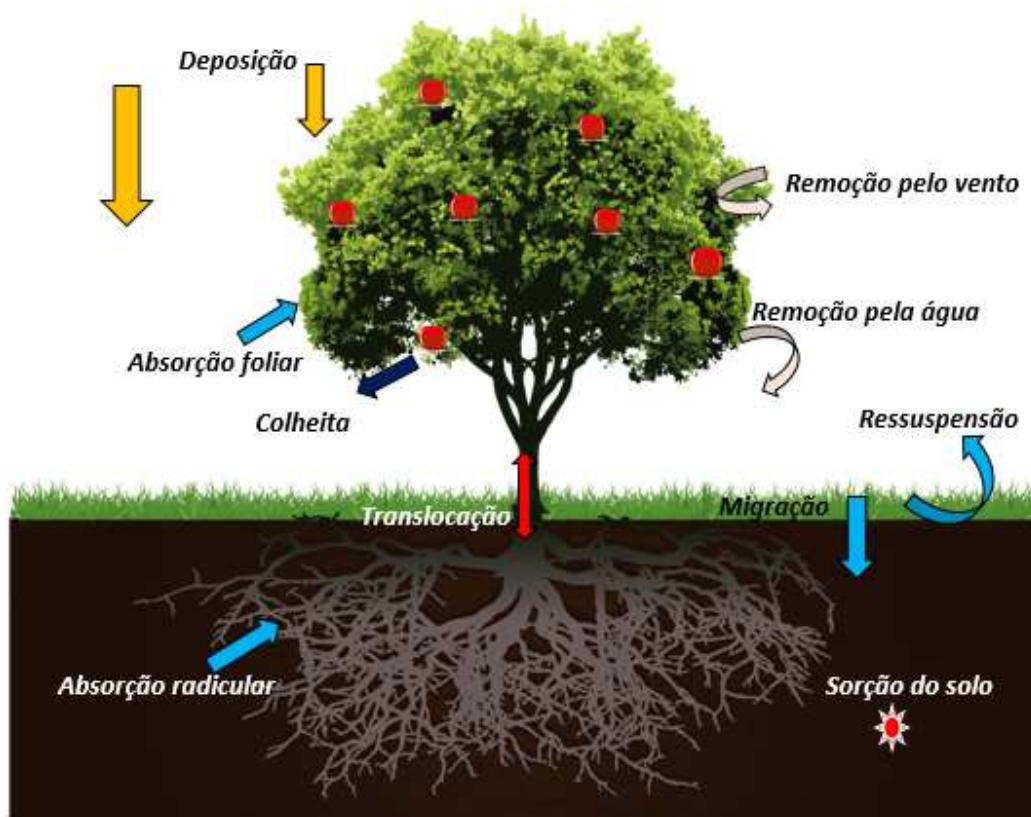
Alguns fatores climáticos como precipitação e vento podem alterar o mecanismo da contaminação superficial dos vegetais (ROCHEDO, 2003). A contaminação das plantas também pode ser alterada por mudanças nas condições físico-químicas dos solos (pH, Eh e força iônica), que podem ocorrer devido a práticas agrícolas como a adubação, calagem, irrigação ou drenagem; uma vez que tais práticas, podem modificar os mecanismos de sorção dos radionuclídeos, favorecendo ou não a sua mobilidade na zona radicular ou para fora desta (EHLKEN e KIRCHNER, 2002; WASSERMAN; PEREZ; BARTOLY, 2002; FRISSEL et

al., 2002). Segundo EHLKEN e KIRCHNER (2002), outros fatores estão ainda governando a absorção dos radionuclídeos através das raízes das plantas. Dentre eles, o fator tempo, através de processos irreversíveis de fixação que podem ocorrer destes elementos em estruturas dos solos, tornando-os indisponíveis para a absorção radicular.

A acumulação de radionuclídeos pela planta está diretamente relacionada com o seu tipo, idade, fisiologia e morfologia. Através da translocação, os radionuclídeos após serem absorvidos pelas raízes ou pelas folhas, são distribuídos para os outros órgãos das plantas e as suas quantidades são determinadas baseadas no tipo de fonte envolvida na contaminação e de processos biológicos ambientais (SABBARESE et al., 2002; ROCHEDO, 2003).

As características dos radionuclídeos como a meia vida, estado de oxidação e redução, mobilidade no meio e a similaridade química, também influenciam na acumulação destes elementos nas plantas.

Figura 2 - Exemplo de mecanismo da contaminação da planta e fatores que afetam absorção dos radionuclídeos no sistema solo-planta



Fonte: Disponível em: <https://pt.pngtree.com//freepng/vector-trees_1556314.html>pngtree.com

 adaptado.

3.6 A Transferência Solo-Planta de Radionuclídeos

A transferência de qualquer elemento químico do solo para as plantas depende da presença e da disponibilidade do elemento na solução do solo e das necessidades das plantas em relação ao elemento ou a outro elemento de comportamento químico similar, que a planta não consegue diferenciar (SUTCLIFFE e BAKER, 1989).

De um modo geral, o processo de absorção radicular de íons presentes na solução do solo, ocorre através de um transporte passivo e/ou através de um transporte ativo. O transporte passivo ocorre na zona radicular, por difusão ou fluxo de massa, a favor de um gradiente de concentração. O transporte ativo ocorre nas paredes da membrana celular e necessita ser mediado por um carreador seletivo (similar às reações bioquímicas com enzimas catalisadoras), para que o íon penetre no interior da célula (ROCHEDO, 2003). Assim a abundância de nutrientes na solução do solo, pode afetar a absorção radicular de radionuclídeos que sejam análogos químicos de nutrientes devido à competição entre estes elementos.

Muitos parâmetros estão envolvidos na transferência dos radionuclídeos no sistema solo-planta. As propriedades dos solos, (textura, tipo de argila, capacidade de troca catiônica, composição mineralógica, conteúdo de matéria orgânica, pH e a presença de outros íons em solução), as propriedades fisiológicas dos vegetais, as propriedades do radionuclídeo e o tempo de contaminação podem influenciar na transferência solo-planta (VAN BERGEIJK et al., 1992; BAN-NAI e MURAMATSU, 1999; NOORDIJK, et al., 1992).

O Fator de Transferência (F_v) é o parâmetro que descreve numericamente a interação entre os compartimentos solo e planta para um determinado radionuclídeo em sistemas agrícolas. Este fator é calculado levando-se em conta o conteúdo total do radionuclídeo presente na parte comestível da planta cultivada segundo recomendações agronômicas regionais:

$$F_v = A_p / A_s$$

Onde, A_p é a atividade do radionuclídeo na planta em Bq/kg de peso seco) e A_s é a atividade do radionuclídeo no solo em Bq/kg de peso seco, considerando a camada do topo aos primeiros 20 cm do solo (IUR, 1989). Este fator é considerado um parâmetro importante na avaliação do risco ambiental oriundo de atividades que produzem, incrementam,

dispersam ou que usam materiais radioativos (BAN-NAI e MURAMATSU, 2002). Normalmente há um decréscimo no fator de transferência solo-planta com o tempo de contaminação (NOORDIJK et al., 1992, WASSERMAN et al., 2002). No entanto, WASSERMAN et al. (2002), não observaram diminuição do F_v solo-planta para o ^{137}Cs em rabanetes, cultivados em 2000, comparados aos plantados em 1989 e em 1993 nos solos contaminados acidentalmente em Goiânia. Provavelmente, o decréscimo do F_v com o tempo de contaminação, está diretamente relacionado com componentes dos solos que possuem capacidade de retenção destes radionuclídeos, muitas vezes de forma irreversível, como por exemplo, as argilas expansíveis (2:1) (ZHU e SHAW, 2000).

3.7 O ciclo global do Iodo

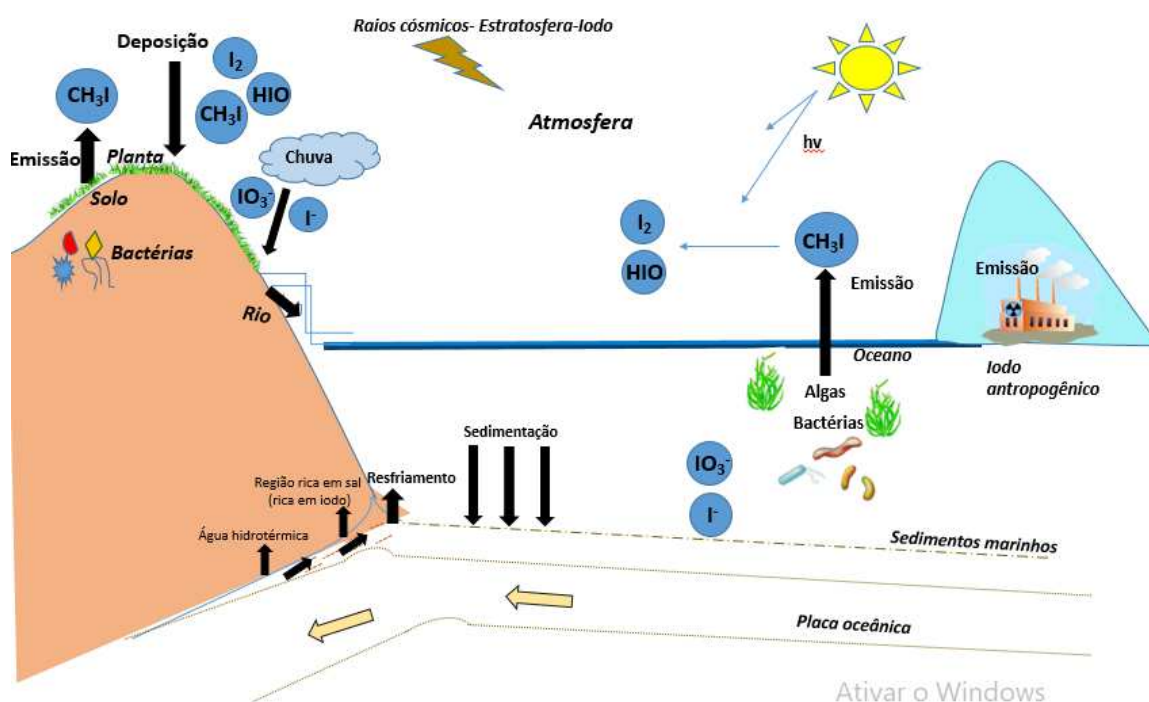
O iodo é um elemento ametal, de forma química complexa e está presente em vários componentes do meio ambiente (WHITEHEAD, 1984; CHRISTIANSEN e CARLSEN, 1989; COX e ARAI, 2014). O iodo é encontrado na natureza, em estados de oxidação variando de -1 a +7 em soluções aquosas, porém os mais comuns no meio ambiente são: -1, +5 (STEINBERG et al., 2008; HU; MORAN; BLACKWOOD, 2009). Suas principais formas de ocorrência orgânica e inorgânicas são: iodeto (I^-), iodato (IO_3^-), iodo elementar (I_2) e iodo orgânico (iodo metílico, CH_3I) (MURAMATSU e YOSHIDA, 1999; ASHWORTH e SHAW, 2006a; SHETAYA et al., 2012; CHOUNG et al., 2013). Em ambientes sob condições mais redutoras, o iodo aquoso geralmente ocorre como o ânion monovalente móvel, I^- . Sob condições mais oxidantes, o iodo está presente como IO_3^- sendo mais reativo, o que pode reduzir sua mobilidade, devido a interação com argilas e matéria orgânica (HU; MORAN; BLACKWOOD, 2009). As diferentes espécies de iodo também afetam sua sorção, sendo o iodato mais fortemente retido que o iodeto, e a mobilidade de sua forma orgânica é bastante limitada (KODAMA et al., 2006).

O ciclo global do iodo sofre a influência de vários processos geológicos e biológicos conforme ilustrado na figura 3, em uma adaptação feita a partir de Muramatsu et al. (2004). Aproximadamente 70% do iodo encontrado na natureza, estão nos oceanos (SCHMIDT et al., 1998; MURAMATSU et al., 2004; COX e ARAI, 2014), sendo que as maiores concentrações estão nas algas marinhas (90-2500 mg.kg^{-1}), seguidas dos sedimentos (3-400 mg.kg^{-1}) e das águas oceânicas (45-60 mg.kg^{-1}) (CHRISTIANSEN e CARLSEN, 1989). O fator de concentração do iodo em algumas algas marrons pode alcançar níveis elevados da

ordem de 10^4 (HOU e YAN, 1998), sendo usadas, por essa razão, como espécies bioindicadoras.

O iodo também pode ser encontrado na litosfera e na pedosfera. Sua concentração média na litosfera é de $0,3 \text{ mg kg}^{-1}$ ((FUGE e JOHNSON, 1986). Os solos, de uma maneira geral, são mais ricos em iodo do que suas rochas mãe, uma vez que este elemento entra neste ecossistema principalmente por contribuição atmosférica (FUGE e JOHNSON, 1986; MURAMATSU e YOSHIDA, 1999; SHETAYA et al., 2012).

Figura 3- Ciclo do iodo no meio ambiente.



Fonte: Adaptado de MURAMATSU et al., 2004.

O iodo presente nos oceanos está em maior concentração na forma inorgânica (CHAI et al., 2004). A forma orgânica presente nos oceanos, mesmo em menor concentração, desempenha um papel muito importante no ciclo geoquímico global do iodo; porque através da volatilização, este elemento é emitido para a atmosfera sob as formas de iodeto de metila (CH_3I) e iodeto de metileno (CH_2I_2) e, posteriormente, é depositado nos solos como iodato e iodeto (AMACHI et al., 2003; CHAI et al., 2004; SHETAYA et al., 2012). Outra possível fonte de iodeto de metila para a atmosfera, pode ocorrer a partir da atividade microbiana na solução do solo e emissões de plantas (AMACHI et al., 2003); sendo, portanto, importantes

agentes da ciclagem do iodo no ambiente. Além disso, o intemperismo de minerais constitui outra importante fonte de iodo para os solos. Desse modo, o leito rochoso do qual o solo é derivado tem um grande impacto sobre a concentração do iodo (JOHNSON, 2003). Particularmente, as concentrações de iodo nas rochas sedimentares (0,2-10,0 mg.kg⁻¹) constituem importantes fontes de iodo no ambiente terrestre (CHRISTIANSEN e CARLSEN, 1989; MURAMATSU e YOSHIDA, 1999; JOHNSON, 2003; MURAMATSU et al., 2004; COX e ARAI, 2014). Normalmente, estas rochas são encontradas em regiões áridas e semiáridas; como nos depósitos de sais de nitratos do deserto de Atacama no Norte do Chile, conhecidos como “*caliche do Chile*”(COX e ARAI, 2014). O estudo de diferentes reservatórios no deserto de Atacama no norte do Chile, revelou que solos ricos em nitratos, ao longo da encosta oriental da Cordilheira Costeira, podem apresentar concentrações de iodo pelo menos três ordens de grandeza superiores às abundâncias da crosta, com uma concentração média de 700 mg kg⁻¹ (ALVAREZ et al., 2015).

Práticas agrícolas também podem adicionar iodo ao solo nas áreas costeiras quando as algas são usadas para remediação de solos, ou quando fertilizantes tradicionais são utilizados, em função da presença do iodo, ainda que em níveis traços (FUGE e JOHNSON, 1986; SIGNORE et al.,2018). Desse modo, estas diferentes fontes de iodo nos solos, explicam a sua ampla faixa de concentração ao redor do mundo: <0,1 a 150 mg kg⁻¹ ((FUGE e JOHNSON, 1986).

3.8 Principais isótopos radiativos do iodo no meio ambiente

O iodo possui um isótopo estável (¹²⁷I) e vinte e cinco radioativos (HU; MORAN; BLACKWOOD, 2009). Ainda que não seja um dos 32 elementos mais abundantes, o iodo estável é um dos elementos essenciais para o homem e outros mamíferos. Sua deficiência no homem resulta em uma série de efeitos na saúde, coletivamente conhecidos como Transtornos por Deficiência de Iodo (IDD), o que justifica os diversos estudos sobre sua distribuição, concentração e ciclagem ambiental. (CHRISTIANSEN e CARLSEN, 1989; DAI et al., 2004; BECH et al., 2010; SIASOU e WILLEY, 2015; HUMPHREY et al., 2018; SIGNORE et al., 2018). Os impactos ambientais das atividades nucleares, incluindo seus acidentes, destacaram a importância para a saúde pública de alguns isótopos radioativos. Dentre os radioisótopos, o ¹³¹I e o ¹²⁹I costumam ser mais estudados, pois são lançados na atmosfera em decorrência de testes e acidentes nucleares e de atividades das instalações de

reprocessamento do combustível nuclear (MURAMATSU et al., 1989; TAO et al., 1996; MICHEL et al., 2015). Após o lançamento, podem se dispersar rapidamente no meio ambiente e conseqüentemente promover à exposição do público (JABBAR et al., 2013), fato este que justifica o aumento do seu interesse em estudos radioecológicos (AMACHI et al., 2003). Apesar da relevância dos vários isótopos do iodo em termos de impacto ambiental, seu ciclo biogeoquímico ainda não está suficientemente conhecido devido à ausência de informação em seu complexo comportamento ambiental (AMACHI et al., 2003).

O ^{131}I é um dos produtos da fissão do urânio e do plutônio formado dentro das varetas do combustível nuclear (COX e ARAI, 2014). Embora a sua meia vida seja curta, aproximadamente 8 dias, sua atividade pode ser relativamente alta nos estágios iniciais de uma liberação acidental de uma usina nuclear, cuja exposição tem sido associada ao aumento significativo de câncer de tireoide nas regiões mais afetadas por sua deposição em solos (ORLOV et al., 1996; BALAMURUGAN e RAJA RAJAN, 2000; THIESSEN et al., 2005; MICHEL et al., 2015; MURAMATSU et al., 2015). O ^{129}I , também um dos produtos da fissão do urânio, possui uma meia vida longa, aproximadamente 15,7 milhões de anos, e elevada mobilidade. Este radioisótopo tem sido reconhecido como um dos mais importantes em estudos ambientais e de saúde humana (MURAMATSU e YOSHIDA, 1999; KODAMA et al., 2006). Pode ser encontrado no meio ambiente proveniente tanto de processos naturais como de atividades antropogênicas (GÓMEZ-GUZMÁN et al., 2013,). Sua origem natural se processa na estratosfera, pela interação de raios cósmicos com o Xe; e na litosfera, por fissão espontânea de ^{238}U (SCHMIDT et al., 1998; RAO e FEHN, 1999; HU et al., 2009; ZHANG et al., 2011), fissão térmica induzida por nêutrons do ^{235}U e também, em menor escala, por reações induzidas por nêutrons no ^{128}Te , $^{129\text{m}}\text{Te}$ e ^{130}Te (DARAOUI et al., 2012; JABBAR et al., 2013; MURAMATSU et al., 2015). Embora todo o ^{129}I formado na nucleossíntese primordial tenha decaído para ^{129}Xe , esses processos naturais de formação de ^{129}I resultam em uma concentração de equilíbrio de ^{129}I por ^{127}I . No entanto, inputs antrópicos modificaram essa relação para valores da ordem de 10^{-10} a 10^{-4} (HU; MORAN; BLACKWOOD, 2009). Devido a sua distribuição global e meia-vida longa, espera-se que o ^{129}I , se comporte de modo similar ao iodo estável (AMACHI et al., 2003). No entanto, HU et al.(2009), afirmam que o tempo de contato em sítios de sorção precisa ser considerado, uma vez que o ^{127}I está presente neste ambiente há mais tempo que o ^{129}I , recém gerado por ações antrópicas; e portanto, a sua mobilidade no ambiente é mais favorável do que o iodo estável (^{127}I).

A origem antropogênica do ^{129}I no meio ambiente é proveniente de acidentes em reatores nucleares, testes nucleares e instalações de reprocessamento do combustível nuclear (RAO e FEHN, 1999; KODAMA et al., 2006; ALDAHAN et al., 2007; HU et al., 2010; ZHANG et al., 2011; DARAOUY et al., 2012; JABBAR et al., 2013; MICHEL et al., 2015). A deposição atmosférica é sua principal fonte para os solos (MURAMATSU et al., 1996; MURAMATSU e YOSHIDA, 1999). Em alguns locais, as liberações atmosféricas rotineiras das indústrias de reprocessamento podem ter impacto maior do que acidentes nucleares (RAO e FEHN, 1999; HOU et al., 2003; HU; MORAN; BLACKWOOD, 2009; ZHANG e HOU, 2013; EZERINSKIS et al., 2016), como por exemplo, a influência das usinas de reprocessamento de La Hague e Sellafield em relação ao acidente de Chernobyl nos solos da Bavária, na Alemanha (DARAOUY et al., 2012). No hemisfério sul, a presença de ^{129}I em lagos foi principalmente associada ao fallout de testes nucleares (REITHMEIER et al., 2010). O ^{125}I é um radioisótopo produzido em aceleradores de partículas (Ciclotron) (XAVIER.; MORO; HEILBRON, 2006). É comumente utilizado na medicina nuclear, em tratamentos oncológicos, e sua meia vida é de aproximadamente 60 dias.

Do ponto de vista da radioproteção, o conhecimento do comportamento do iodo no meio ambiente, principalmente no ecossistema terrestre, é imprescindível para avaliar doses, uma vez que este elemento é conhecido por ser concentrado na glândula tireoide, e sua presença dentro do organismo é necessária para a síntese de hormônios responsáveis pelo controle do metabolismo e o seu equilíbrio (BAN-NAI e MURAMATSU, 2003).

3.9 Ferramentas de Inteligência Artificial (IA)

O uso de ferramentas de inteligência artificial surgiu em meados do século passado com o objetivo de desenvolver sistemas para realizar tarefas; que até então eram melhor realizadas pelo homem, do que por máquinas ou que não possuíam uma solução algorítmica viável pela computação convencional.

Esta forma de computação não algorítmica é caracterizada por sistemas que, em algum nível, relembram a estrutura do cérebro humano (BRAGA, 2000). Segundo COPPIN (2010), a inteligência artificial (IA) envolve a utilização de métodos baseados no comportamento inteligente de humanos e outros animais para solucionar problemas complexos.

O trabalho em redes neurais artificiais, foi motivado pelo reconhecimento de que o cérebro humano processa informações de uma forma completamente diferente do computador digital convencional. O cérebro é um computador (sistema de processamento de

informação), altamente complexo, não linear e paralelo (HAYKIN, 2011). Desta forma, o funcionamento destas redes é inspirado em uma estrutura física concebida pela Natureza: o cérebro humano (ARBIB, 1997; BRAGA, 2000).

O cérebro humano contém aproximadamente 10^{11} neurônios, sua célula fundamental, que se comunicam através das chamadas sinapses e são capazes de processar informações complexas em frações de segundos (BRAGA, 2000). As redes neurais possuem os nodos que funcionam como os neurônios; e também através das sinapses, que os nodos se unem funcionalmente, formando redes neurais (BRAGA, 2000).

Estas redes podem estar dispostas em uma ou mais camadas e interligadas por um grande número de conexões, geralmente unidirecionais. Estas conexões, na maioria dos modelos, estão associadas a pesos. Estes pesos armazenam o conhecimento representado no modelo e servem para ponderar a entrada recebida por cada neurônio na rede (BRAGA, 2000).

O procedimento usual na solução de problemas em redes neurais artificiais, primeiramente necessita realizar uma fase, denominada aprendizagem; onde um conjunto de exemplos é apresentado para a rede, a qual extrai automaticamente as características necessárias para representar a informação fornecida. Posteriormente estas características são utilizadas para gerar respostas para o problema (ARBIB, 1997; BRAGA, 2000). Um conjunto preestabelecidos de regras bem definidas para a solução de um problema de aprendizagem, é denominado um “algoritmo de aprendizagem”. Não há um único algoritmo de aprendizagem para o projeto de redes neurais. Existe um conjunto de ferramentas representado por uma variedade de algoritmos de aprendizagem, onde cada um irá apresentar vantagens específicas para cada caso. Basicamente, estes algoritmos aprendizagem se diferenciam pela maneira de como é formulada o ajuste de um peso sináptico de um nodo (HAYKIN, 2011).

O principal atrativo de solucionar problemas com as redes neurais artificiais, é sem dúvida a capacidade que ela tem de aprender através de exemplos e de generalizar a informação aprendida. Esta generalização está associada à capacidade da rede aprender através de um conjunto reduzido de exemplos e depois, dar respostas coerentes para dados não conhecidos; demonstrando que a sua habilidade vai muito além do que mapear relações de entrada e saída (BRAGA, 2000). Através do conjunto de exemplos, as redes neurais artificiais são capazes de extrair informações não apresentadas de forma explícita (BRAGA, 2000).

De acordo com BRAGA, (2000) a capacidade de auto-organização e de processamento temporal, aliada àquelas citadas anteriormente, faz das redes neurais artificiais uma ferramenta computacional extremamente poderosa e atrativa para a solução de problemas complexos.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Denomina-se revisão sistemática da literatura, a revisão planejada por métodos sistemáticos, que visa identificar, selecionar e avaliar criticamente estudos relevantes sobre uma questão claramente formulada (SOUSA e RIBEIRO, 2009). Para o processo de revisão sistemática deste estudo, os seguintes passos foram estabelecidos:

4.1 Foco da Pesquisa:

O objetivo dessa pesquisa foi levantar as propriedades dos solos que afetam o comportamento do iodo em solos, elaborar um conjunto de aprendizado (“learning set”) para ferramentas de IA, através de valores de F_v para o iodo disponíveis na literatura.

4.1.1 Processo de busca

Para o foco da pesquisa, foram consultadas inicialmente as seguintes Bases de Dados eletrônicas: Web of Science core collection (<http://apps.webofknowledge.com>; última visualização em 09/05/2018) e Periódico Capes (<http://www.periodicos.capes.gov.br>; última visualização em 09/05/2018). A base de dados do portal Periódico Capes, embora menos abrangente que a Web of Science, possui várias coleções relevantes para o tema, dentre elas: MEDLINE/PubMed; AGRIS (United Nations, Food and Agriculture Organization), ScienceDirect Journals (Elsevier) e SpringerLink. Foram revisadas as listas de referência e resumos disponíveis para triar estudos potencialmente relevantes. Adicionalmente, foi realizada a busca manual por referências citadas nos artigos relevantes, o que conduziu a alguns artigos anteriores ao período de busca (a partir de 1986), bem como a inclusão de alguns relatórios técnicos, em função da disponibilidade de valores de F_v . A busca englobou os estudos mais relevantes para os focos de interesse e algumas outras abordagens ambientais genéricas e introdutórias ao estudo. A palavra chave usada para esta pesquisa no idioma em inglês foi: “*iodine*soil*” e o período de busca eletrônica selecionado foi após o ano de 1986.

4.1.2 Critérios de inclusão e exclusão

Para a revisão bibliográfica, com o intuito de identificar os indicadores edafológicos do iodo, foram utilizados somente os artigos que abordavam os processos biogeoquímicos relacionados a origem, destino e comportamento do iodo no sistema solo-planta. Artigos especificamente relacionados aos processos de deposição foliar e translocação do iodo no interior da planta, avaliação de procedimentos analíticos, avaliação de dose e impactos na saúde, transferência para animais e alimentos de origem animal, ambientes aquáticos e processos hidroguequímicos, processos atmosféricos e processos geológicos foram excluídos.

Para a inclusão de valores de F_v no banco de dados, foram utilizados os seguintes critérios:

- Considerar valores de F_v provenientes de estudos *in situ* e estudos experimentais, desde que os procedimentos metodológicos estivessem em acordo com os critérios estabelecidos pela União Internacional de Radioecologistas (IUR, 1989), para a determinação de valores de F_v .
- Considerar valores de F_v que continham pelo menos uma propriedade físico-química do solo subjacente.

Ao citar os valores das referências, foi relatado o número de dígitos significativos utilizados pelos autores originais. Os dados aceitos foram reunidos em uma planilha Excel. O banco de dados bibliográfico foi organizado em Endnote.

4.2 Aplicação da rede neural para verificação da viabilidade dos indicadores edafológicos para o Iodo.

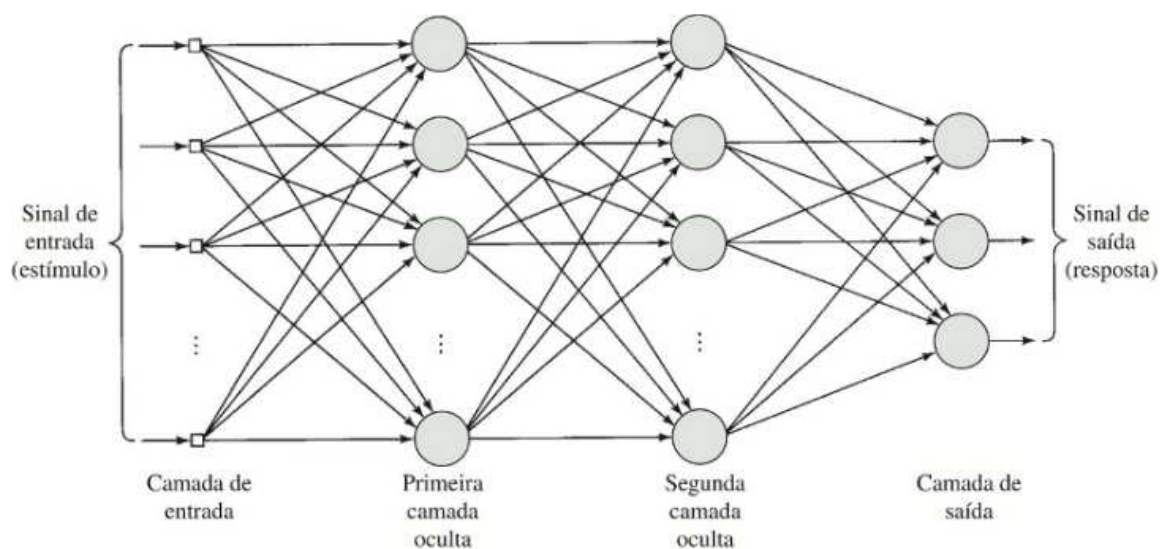
4.2.1 Programa Usado: Linguagem de Programação

O programa usado para verificar a viabilidade dos indicadores edafológicos para o iodo foi uma linguagem de programação *Python e Framework Scikit Learn*. Esta programação foi utilizada porque ela possui vários algoritmos clássicos de aprendizagem de máquina já implementados, sendo necessário apenas parametrizá-los (nº de neurônios e camadas de uma rede neural, por exemplo) no momento da utilização.

4.2.2 Rede Neural MLP

A rede neural utilizada para verificação da viabilidade dos indicadores edafológicos para o iodo foi a *Multi Layer Perceptron* (MLP). Esta rede consiste num conjunto de unidades sensoriais que constituem a camada de entrada, uma ou mais camadas ocultas e uma camada de saída (RIEDMILLER, 1994; HAYKIN, 2011). Algumas métricas são necessárias para começar a rede, mas a lapidação acontece com o treino. A figura 4 apresenta uma rede MLP típica.

Figura 4 - Ilustração de uma rede MLP com duas camadas ocultas



Fonte: HAYKIN, 2011.

O número de neurônios adotado para a camada de entrada, foi definido de acordo com os atributos disponíveis. As camadas ocultas têm a função de aprender a relação dos atributos da camada de entrada; não dos valores e sim a relação peso X valor. Com duas camadas, foi suficiente para a rede aprender. O número de neurônios adotado para as demais camadas, foi definido experimentalmente de acordo com a necessidade observada e com os resultados obtidos em fases preliminares de testes.

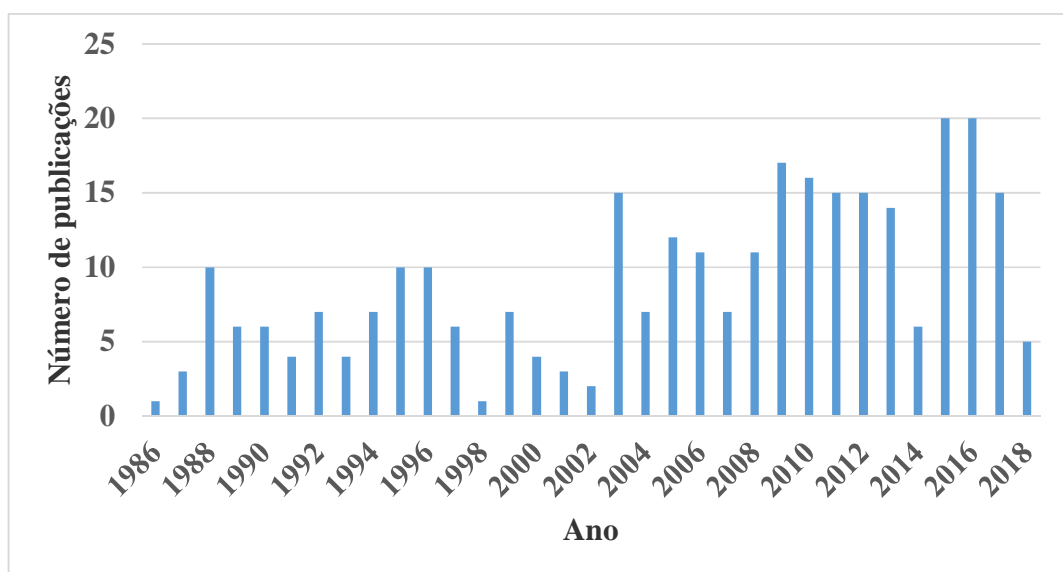
A rede foi treinada fazendo uso da técnica de validação cruzada, através do algoritmo “*leave one out*” (deixe um de fora), que separa os dados disponíveis em grupos de treinamento e teste de forma que um dos elementos é utilizado para o teste e os demais para

o treino, aleatoriamente (SCHNEIDER, 1997). Esse procedimento se repete N vezes, sendo N o número de observações (linhas do *learning set*). Essa estratégia foi utilizada por apresentar duas vantagens quando os conjuntos de dados são tão pequenos: (1) aumenta o volume de dados de treinamento, através das diferentes combinações destes e (2) reduz a praticamente zero a possibilidade de *overfitting* (situação em que a rede fica super ajustada apenas ao conjunto de dados de treinamento, não sendo capaz de generalizar o modelo encontrado para os demais casos) (RIEDMILLER, 1993).

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

De acordo com o levantamento bibliográfico realizado, notou-se um significativo aumento do estudo do iodo no sistema solo-planta após 2002 (Figura 5).

Figura 5- Distribuição do número de publicações por ano, após o acidente de Chernobyl



Fonte: Própria Autoria (2018).

Possivelmente, a atribuição do aumento do número de casos de câncer na tireoide, observados em crianças expostas ao “fallout” do acidente de Chernobyl, relatado em 1992 (ASTAKHOVA et al., 1998), associado à necessidade de se avaliar o impacto ambiental do ^{129}I liberado de instalações nucleares e ao reconhecimento pela ICCIDD (International Council for the Control of Iodine Deficiency Disorders) em 1999, de que a deficiência do iodo estável na alimentação tornou-se uma ameaça para o desenvolvimento econômico e social de muitos países, justificam o crescente interesse no comportamento deste elemento no sistema solo-planta. Os valores de F_v para o iodo estável (^{127}I) observados no Quadro 1, especificados em biofortificação, apontam o aumento da preocupação com o déficit da ingestão deste elemento pela população. Além disso, selecionando o número de artigos revisados com valores de F_v solo-planta por tipo de iodo, foi observado apenas um artigo

abordando valores para o ^{131}I . Provavelmente, esta análise restrita ocorre em função da meia vida do ^{131}I ser de aproximadamente 8 dias; e os estudos relacionados a dose por ingestão de plantas contaminadas por este tipo de iodo, estão muito mais relacionados com a deposição atmosférica foliar (transferência ar-planta). Os valores de F_v gerados, através de contaminação artificial com o iodo, têm como destaque o uso do isótopo ^{125}I , que tem sido usado como radiotraçador. Já os estudos com o ^{129}I também foram bem relevantes.

Quadro 1 - Número de artigos revisados com valores de F_v solo-planta por tipo de iodo

Tipo de iodo	Total de F_v	Número de artigos
^{125}I	170	8
^{127}I	105	10
^{129}I	81	5
^{131}I	6	1
I não especificado	3	1

Possivelmente, as altas concentrações de ^{129}I de origem antropogênica no meio ambiente, somado a uma meia vida de aproximadamente 15,7 milhões de anos, estabelece a necessidade do conhecimento do seu comportamento geoquímico e possíveis fitodisponibilidade.

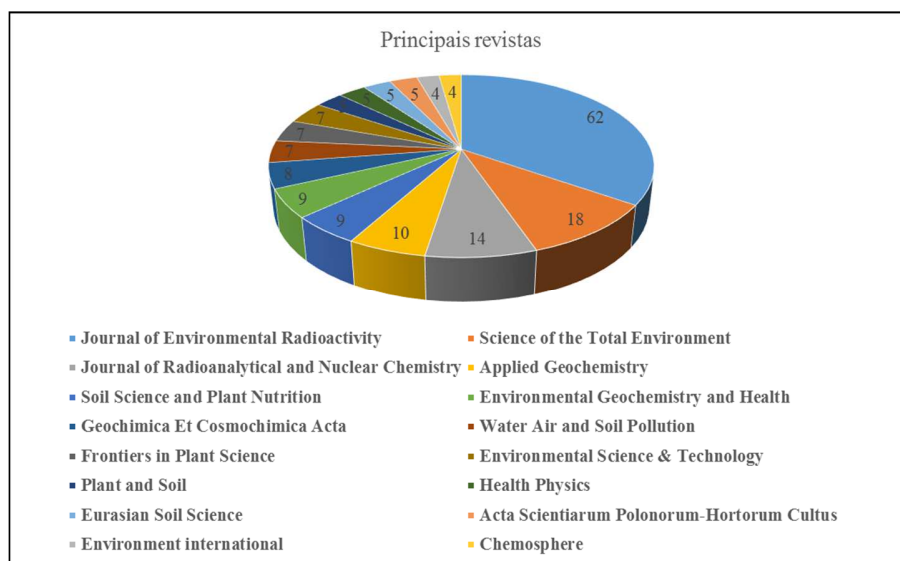
O Quadro 2 apresenta os principais temas abordados nos 309 artigos selecionados. Esta distribuição reforça a predominância de estudos que geram subsídios para a compreensão dos impactos do iodo no ambiente e na saúde humana, em decorrência do reprocessamento do combustível nuclear apontados em migração e rejeitos, por exemplo, bem como de sua deficiência em alimentos, observados nos artigos que tratavam de biofortificação.

Quadro 2 - Número de artigos revistos, distribuídos por seus principais temas abordados

Assunto	Número de artigos
Mecanismos de sorção	89
Absorção radicular; fator de transferência solo/planta	35
Acidente radioativo em Chernobyl	34
Biofortificação	32
Migração	28
Rejeitos	27
Acidente radioativo em Fukushima	25
Saúde humana	17
Toxicidade	15
Microrganismos	11
Remediação	8
Técnicas analíticas (Fora do tema)	3

De acordo com a figura 6, as revistas que concentram mais de 1/3 das publicações são: a Journal of Environmental Radioactivity (62), Science of the Total Environment (18), Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry (14) e Soil Science and Plant Nutrition (9).

Figura 6- Gráfico com a distribuição das principais revistas e o número de artigos publicados



Fonte: Própria Autoria (2018).

5.1 Propriedades dos solos relevantes para a compreensão da dinâmica do iodo no sistema solo-planta.

O aumento da concentração do iodo de origem antropogênica no ambiente terrestre, seja através de acidentes em usinas nucleares, testes atômicos e devido às liberações de rotinas das indústrias de reprocessamento, têm sido responsáveis pelo aumento da concentração do iodo nos solos. No entanto, uma vez no solo, algumas propriedades demonstraram ser relevantes para explicar o comportamento do iodo, interferindo diretamente na sua fitodisponibilidade. Portanto, buscou-se na literatura, as propriedades dos solos com maior relevância para os mecanismos de retenção e mobilidade do iodo neste ambiente. O Quadro 3, apresenta as propriedades dos solos que mais se destacaram como relevantes para a compreensão da dinâmica do iodo no sistema solo-planta, com o seu respectivo quantitativo de artigos que abordaram o tema, dentro do período da pesquisa (após 1986). O total de artigos que abordaram as propriedades para matéria orgânica, pH, Eh, textura, mineralogia e microrganismos foram respectivamente: 135, 92, 35, 53, 56 e 28. De acordo com o Quadro 3, verifica-se que a matéria orgânica foi a mais representativa, e seu papel está associado como um dos principais responsáveis pela retenção do iodo nos solos. No entanto, ela não foi a única fração responsável pela dinâmica do iodo. A textura, ou seja; a quantidade de argila e coloides dos solos, assim como os óxidos e hidróxidos de Fe e Al influenciam a capacidade de adsorção do iodo neste ambiente. O pH, o Eh e os microrganismos também influenciam nas espécies químicas do iodo presentes no solo.

Quadro 3 - Propriedades dos solos referenciadas como relevantes para a compreensão da dinâmica do iodo no sistema solo-planta

Propriedades relevantes do solo	Isótopos avaliados	Origem do Isótopo	Referência
M.O.	*ind	Industrial	(Zhang <i>et al.</i> , 2018)
M.O., pH, Eh, textura, óxidos e hidróxidos e microrganismos.	I-129; I-127	Natural	(Humphrey <i>et al.</i> , 2018)
M.O., pH, textura	I-127	Natural	(Faridullah <i>et al.</i> , 2018)
pH	I-127	Natural	(Bowley <i>et al.</i> , 2017)
M.O., textura, óxidos e hidróxidos	I-127	Natural	(Yu <i>et al.</i> , 2017)
M.O.	I-125	Artificial	(Unno <i>et al.</i> , 2017)

M.O., pH, Eh, textura óxidos e hidróxidos, microorganismos	I-127	Natural	(Soderlund <i>et al.</i> , 2017)
M.O., pH, Eh, óxidos e hidróxidos	I-127	Natural	(Smolen <i>et al.</i> , 2017)
M.O., microorganismos	I-129; I-127	Natural	(Santschi, Xu, Zhang, Schwehr, Lin, <i>et al.</i> , 2017)
M.O., pH, Eh, óxidos e hidróxidos	I-129; I-127	Natural	(Santschi, Xu, Zhang, Schwehr, Grandbois, <i>et al.</i> , 2017)
M.O., pH, Eh, textura	I-127	Natural	(Gonzali <i>et al.</i> , 2017)
M.O., pH	I-127	Natural	(Gadzhimusieva e Saidieva, 2017)
M.O., Eh,	I-127	Natural	(Almahayni <i>et al.</i> , 2017)
M.O., pH, Eh	I-129; I-127	Acidental	(Xu, C. <i>et al.</i> , 2016)
M.O., óxidos e hidróxidos	I-131; I-129; I-127	Acidental	(Xu, S. <i>et al.</i> , 2016)
M.O., pH	*ind	*ind	(Wiszniewska <i>et al.</i> , 2016)
M.O., pH, Eh, textura	I-127	Natural	(Smolen, Skoczylas, Ledwozyw-Smolen, Rakoczy, Kopec, Piactkowska, <i>et al.</i> , 2016)
M.O., pH, Eh, textura	I-127	Natural	(Smolen, Skoczylas, Ledwozyw-Smolen, Rakoczy, Liszka-Skoczylas, <i>et al.</i> , 2016)
M.O., pH, Eh, textura	I-127	Natural	(Smolen, Skoczylas, Ledwozyw-Smolen, Rakoczy, Kopec, Piktowska, <i>et al.</i> , 2016)
M.O., pH, Eh	I-127	Natural	(Smolen, Ledwozyw-Smolen, <i>et al.</i> , 2016)
M.O., pH, textura	I-127	Natural	(Duborska, Urik, <i>et al.</i> , 2016)
M.O., pH, textura, óxidos e hidróxidos e microorganismos	I-127	Natural	(Duborska, Kubova, <i>et al.</i> , 2016)
M.O., pH, textura	I-127	Natural	(Takeda, Tsukada, Takaku, <i>et al.</i> , 2015)
pH, Eh, textura, microorganismos	I-127	Natural	(Oliver e Gregory, 2015)
M.O., pH, textura, óxidos e hidróxidos	I-129; I-127	*ind	(Miller <i>et al.</i> , 2015)

M.O, microrganismos	I-129; I-127	*ind	(Takeda, Tsukada, Takahashi, <i>et al.</i> , 2015)
M.O., pH, óxidos e hidróxidos	I-127	Natural	(Yamasaki <i>et al.</i> , 2015)
M.O., Eh, textura	I-131, I-129; I-127, I-125	*ind	(Siasou e Willey, 2015)
M.O., pH, Eh, textura, microrganismos	I-129; I-127	Industrial	(Lusa <i>et al.</i> , 2015)
M.O., pH	I-127	Natural	(Linhares <i>et al.</i> , 2015)
M.O., pH, Eh, textura, óxidos e hidróxidos e microrganismos	I-131, I-129; I-127	*ind	(Fuge e Johnson, 2015)
pH, Eh	*ind	*ind	(Korobova <i>et al.</i> , 2014)
M.O., pH, Eh, textura, óxidos e hidróxidos e microrganismos	I-131, I-129; I-127	*ind	(Cox e Arai, 2014)
M.O., pH, Eh, microrganismos	I-129; I-127	Natural	(Chang <i>et al.</i> , 2014)
M.O., pH, textura	I-125	*ind	(Hurtevent <i>et al.</i> , 2013)
M.O.	I-129	*ind	(Xu <i>et al.</i> , 2013)
M.O., pH, textura, óxidos e hidróxidos	I-125	*ind	(Weng <i>et al.</i> , 2013)
M.O., óxidos e hidróxidos	I-129, I-127, I-122	*ind	(Luo <i>et al.</i> , 2013)
M.O	I-127	Natural	(Kiferle <i>et al.</i> , 2013)
M.O., pH, Eh	I-129; I-127		(Choung <i>et al.</i> , 2013)
M.O., pH, textura, óxidos e hidróxidos	I-129; I-127	Acidental; Industrial	(Daraoui <i>et al.</i> , 2012)
pH, textura	I-131	Acidental	(Ohta <i>et al.</i> , 2012)
M.O.	I-131	Acidental	(Landis <i>et al.</i> , 2012)
M.O., pH, Eh, óxidos e hidróxidos	I-129; I-127	Artificial	(Qiao <i>et al.</i> , 2012)
M.O., pH	*ind	*ind	(Hong <i>et al.</i> , 2012)
M.O, Eh	I-129; I-127	*ind	(Xu <i>et al.</i> , 2012)
M.O	I-131	Acidental	(Tanaka <i>et al.</i> , 2012)
M.O., pH, Eh, óxidos e hidróxidos	I-129	*ind	(Li <i>et al.</i> , 2012)
M.O., pH, Eh	I-129; I-127	*ind	(Hansen <i>et al.</i> , 2011)
M.O., óxidos e hidróxidos e microrganismos	I-131, I-129; I-125	*ind	(Hosseini e Hosseini, 2011)
M.O	I-129; I-127	Industrial	(Xu <i>et al.</i> , 2011b)

M.O., pH	I-129; I-127	Industrial	(Xu <i>et al.</i> , 2011a)
M.O	I-127	Natural	(Smyth e Johnson, 2011)
M.O., pH, Eh	I-131; I-129	*ind	(Shimamoto <i>et al.</i> , 2011)
M.O., pH, óxidos e hidróxidos	I-129; I-127	*ind	(Hansen <i>et al.</i> , 2011)
M.O., pH, Eh, óxidos e hidróxidos	*ind	*ind	(Iaea, 2010a)
pH, textura	I-127	Natural	(Sheppard <i>et al.</i> , 2010)
pH, textura	I-127	Natural	(Konarbaeva, 2010)
M.O., pH, Eh, microorganismos	I-129	*ind	(Yamaguchi <i>et al.</i> , 2010)
M.O., pH	I-127	Natural	(Watts <i>et al.</i> , 2010)
M.O, óxidos e hidróxidos	*ind	*ind	(Allard <i>et al.</i> , 2010)
M.O, óxidos e hidróxidos	I-131, I-129; I-127	*ind	(Hou <i>et al.</i> , 2009)
M.O., pH, textura	I-125	Artificial	(Weng <i>et al.</i> , 2009)
M.O., pH	I-127	Natural	(Watts e Mitchell, 2009)
M.O, textura	*ind	*ind	(Iaea, 2009)
M.O., pH, textura, óxidos e hidróxidos	I-129; I-127	*ind	(Hu <i>et al.</i> , 2009)
M.O., pH, óxidos e hidróxidos	I-127	Natural	(Hong <i>et al.</i> , 2009)
M.O., textura, óxidos e hidróxidos	*ind	*ind	(Gil-García <i>et al.</i> , 2009)
M.O.	I-127	Natural	(Dai <i>et al.</i> , 2009)
M.O., pH, textura	I-125	Artificial	(Hosseini, 2008)
M.O.	I-129; I-127	*ind	(Steinberg, Kimble, <i>et al.</i> , 2008)
M.O., pH, textura, microorganismos	I-129; I-127	*ind	(Steinberg, Buck, <i>et al.</i> , 2008)
M.O., pH, textura	I-127	Natural	(Hong <i>et al.</i> , 2008)
M.O., pH, textura, óxidos e hidróxidos, microorganismos	I-131, I-129	Acidental; testes nucleares; Industrial	(Strebl <i>et al.</i> , 2007)
M.O., pH, textura, microorganismos	I-131, I-129; I-127	*ind	(Tournassat <i>et al.</i> , 2007)
M.O	I-127	Natural	(Ciftci <i>et al.</i> , 2007)
M.O., pH	*ind	*ind	(Ashworth e Shaw, 2006a)
M.O., pH	I-127	Natural	(Iaea, 2006)

M.O., pH, Eh, textura	I-125	Artificial	(Ashworth e Shaw, 2006b)
M.O.	I-129	*ind	(Sheppard <i>et al.</i> , 2006a)
M.O.	I-131, I-129	*ind	(Schlegel <i>et al.</i> , 2006)
M.O., textura, óxidos e hidróxidos	*ind	*ind	(Kodama <i>et al.</i> , 2006)
pH	I-127	Natural	(Dibirova <i>et al.</i> , 2006)
M.O., pH, óxidos e hidróxidos	I-127	Natural	(Dai <i>et al.</i> , 2006)
pH, Eh	I-127, I-129	*ind	(Yuita e Kihou, 2005)
M.O., pH, textura	I-129, I-125	Artificial	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)
M.O., óxidos e hidróxidos, microrganismos	I-131, I-129	*ind	(Mimides e Kathariou, 2005)
M.O., pH, óxidos e hidróxidos	I-127	Natural	(Maillant <i>et al.</i> , 2005)
M.O., microrganismos	I-127	Natural	(Mackowiak <i>et al.</i> , 2005)
M.O., pH, textura	I-131	*ind	(Bell e Shaw, 2005)
M.O., pH, óxidos e hidróxidos	I-128	*ind	(Dai <i>et al.</i> , 2004)
M.O., microrganismos	I-129	*ind	(Chai <i>et al.</i> , 2004)
pH	I-127	Natural	(Ghose <i>et al.</i> , 2003)
M.O., textura, óxidos e hidróxidos	*ind	*ind	(Sheppard, 2003)
M.O., pH, óxidos e hidróxidos	*ind	*ind	(Keppler <i>et al.</i> , 2003)
M.O., pH	I-129	Industrial	(Kaplan, 2003)
M.O., pH, Eh, textura, óxidos e hidróxidos e microrganismos	I-127	Natural	(Johnson, 2003)
M.O., óxidos e hidróxidos	I-129	Industrial; Acidental	(Hou <i>et al.</i> , 2003)
M.O., pH	I-125	*ind	(Ban-Nai e Muramatsu, 2003)
M.O., pH, Eh, textura, óxidos e hidróxidos	I-129, I-125	*ind	(Ashworth <i>et al.</i> , 2003)
M.O., microrganismos	I-129, I-125	*ind	(Amachi <i>et al.</i> , 2003)
pH, textura	I-127	Natural	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)
M.O.	*ind	*ind	(Wang <i>et al.</i> , 2001)
M.O., pH, textura	I-131	*ind	(Yu <i>et al.</i> , 2000)
M.O., pH, Eh, textura, óxidos e hidróxidos e microrganismos	I-129; I-127	*ind	(Johanson, 2000)

M.O., pH	*ind	*ind	(Yamada <i>et al.</i> , 1999)
M.O., pH, textura, óxidos e hidróxidos	I-129; I-127	*ind	(Gerzabek <i>et al.</i> , 1999)
M.O.	I-129; I-127	*ind	(Schmidt <i>et al.</i> , 1998)
M.O., pH, textura	*ind	*ind	(Sheppard e Evenden, 1997)
M.O., pH, Eh, óxidos e hidróxidos	I-131	Artificial	(Fukui <i>et al.</i> , 1996)
pH, Eh	I-125	Artificial	(Muramatsu <i>et al.</i> , 1996)
M.O., pH, Eh, óxidos e hidróxidos	*ind	*ind	(Yu <i>et al.</i> , 1996)
M.O., microorganismos	*ind	*ind	(Tao <i>et al.</i> , 1996)
M.O., óxidos e hidróxidos, microorganismos	*ind	*ind	(Sheppard <i>et al.</i> , 1996)
M.O., pH, microorganismos	I-131	*ind	(Evans e Hammad, 1995)
M.O., pH,	I-129	Industrial	(Sheppard e Evenden, 1995)
M.O., pH, óxidos e hidróxidos	I-129	Industrial	(Sheppard <i>et al.</i> , 1995)
M.O., microorganismos	I-129	*ind	(Sheppard e Hawkins, 1995)
M.O., óxidos e hidróxidos	I-129, I-127	*ind	(Schmitz e Aumann, 1995)
M.O., pH, óxidos e hidróxidos	I-127	Natural	(Lidiard, 1995)
M.O., pH, textura, óxidos e hidróxidos	I-129, I-127, I-125	*ind	(Sheppard <i>et al.</i> , 1994)
M.O., pH	I-125	*ind	(Nishimaki <i>et al.</i> , 1994)
M.O., pH, textura, microorganismos	*ind	*ind	(Assemi e Erten, 1994)
M.O., pH, textura	I-127	Natural	(Sheppard <i>et al.</i> , 1993)
M.O., pH, Eh, textura, óxidos e hidróxidos	*ind	*ind	(Yuita, 1992)
M.O., pH, óxidos e hidróxidos	I-129	*ind	(Yoshida <i>et al.</i> , 1992)
M.O., pH, textura, óxidos e hidróxidos	*ind	*ind	(Sheppard e Thibault, 1992)
M.O., pH, textura	*ind	*ind	(Yuita <i>et al.</i> , 1991)
M.O., óxidos e hidróxidos	*ind	*ind	(Desmet <i>et al.</i> , 1991)
M.O., pH	I-125	Artificial	(Muramatsu <i>et al.</i> , 1989)
M.O., pH, textura	I-125	Artificial	(Muramatsu <i>et al.</i> , 1990)
pH	I-131	Acidental	(Schimmack <i>et al.</i> , 1989)

pH, textura	I-127	Natural	(Fuge e Long, 1989)
pH, microorganismos	*ind	*ind	(Christiansen e Carlsen, 1989)
M.O., óxidos e hidróxidos	I-129, I-127	Industrial	(Hauschild e Aumann, 1989)
M.O., pH, textura	I-131, I-129	*ind	(Rancon, 1988)
M.O., pH, textura, óxidos e hidróxidos	*ind	*ind	(Mcgrath e Fleming, 1988).
M.O., pH, textura, óxidos e hidróxidos e microrganismos	I-129	*ind	(Higgo, 1987)
M.O.	*ind	*ind	(Merzweiler <i>et al.</i> , 1987)
M.O., pH, textura, óxidos e hidróxidos	*ind	*ind	(Fuge e Johnson, 1986)
M.O., pH, Eh, textura	I-131, I-129, I-127	*ind	(Whitehead, 1984)

*ind –Informação não disponível.

5.2 Avaliação dos potenciais indicadores pedológicos da fitodisponibilidade do iodo

5.2.1 A Matéria Orgânica do Solo

Muitos dos trabalhos existentes na literatura evidenciam que a retenção do iodo é influenciada pelo conteúdo de matéria orgânica dos solos (YAMADA et al., 1999; ASHWORTH, 2009; SCHWEHR et al., 2009; DUBORSKA, et al., 2016). Na maioria dos solos pesquisados, o teor de matéria orgânica varia de 0,5 a 5,0% nos horizontes minerais superficiais, podendo apresentar valores mais elevados em solos orgânicos (MEURER, 2004; LOPES, 1989; DE-POLLI et al., 1988). A matéria orgânica do solo (MOS) refere-se a todos os compostos que contêm carbono orgânico no solo, incluindo microrganismos vivos e mortos, resíduos de plantas e animais parcialmente decompostos, produtos de sua decomposição e substâncias orgânicas microbiologicamente e/ou quimicamente alteradas (MEURER, 2004; LEPSCH, 2002; LOPES, 1989).

Apesar de estar em pequenas quantidades, quando comparada com a fração mineral, a matéria orgânica no solo é de extrema importância para os sistemas de produção agrícola devido aos diversos efeitos que produz nas propriedades químicas, físicas e biológicas do

solo e por seu efeito no crescimento e desenvolvimento das plantas (DE-POLLI et al., 1988). Nos perfis de solo, os níveis mais altos de iodo são frequentemente encontrados nas camadas superficiais, onde também é maior o conteúdo orgânico. A vegetação viva presente no solo, também pode reter o iodo que poderia ser carregado pelas chuvas. Posteriormente, quando esta vegetação morre, este elemento estará contido nesta matéria orgânica fresca, podendo se tornar gradativamente disponível no solo (FUGE e JOHNSON, 1986). Contudo, a decomposição desta vegetação, para formar a matéria orgânica do solo, aumenta a capacidade de fixar o iodo no solo.

Solos classificados com baixo teor de matéria orgânica, como os Podzols, por exemplo, são geralmente pobres em iodo; enquanto os Chernozems e os Solos de Turfa, com elevado teor de matéria orgânica, são ricos em iodo (FUGE e JOHNSON, 1986). Os níveis de iodo nos Solos de Turfa são mais altos nas camadas orgânicas (horizonte O) e muito mais baixos nos horizontes subsequentes. Nos Podzols, o iodo irá se acumular no material orgânico presente no horizonte A; no horizonte B, estará associado aos óxidos de ferro e alumínio (WHITEHEAD, 1984; JOHANSON, 2000).

A boa correlação do iodo com a matéria orgânica da superfície dos solos também pode ser explicada considerando que a maior parte deste elemento no solo é originado da atmosfera e não das rochas mães (SHETAYA *et al.*, 2012; MURAMATSU E YOSHIDA, 1999; FUGE E JOHNSON, 1986). Portanto, as camadas superficiais dos solos costumam ter as maiores concentrações de iodo retido pela matéria orgânica, enquanto as camadas mais profundas, terão uma menor quantidade ou até mesmo nenhuma entrada de iodo.

O iodo no solo pode ser encontrado em várias formas químicas. Muitos estudos têm apontado, que o iodo na forma de iodeto (I^-), forma uma ligação com o material orgânico do solo (JOHANSON, 2000). A ligação do iodo com a matéria orgânica dos solos, ocorre em pH inferior a 6,9 (JOHANSON, 2000).

Com base nos principais estudos que abordam a influência da matéria orgânica na dinâmica do iodo, espera-se que a mesma influencie de modo significativo os valores de F_v medidos em um solo, e, por essa razão, foi considerada uma informação crucial para a previsão desses valores para o iodo.

5.2.2 Os componentes minerais: textura e composição química

A capacidade de adsorção do iodo em solos também parece depender da quantidade de argila e coloides presentes (FUGE e JOHNSON, 1986). Fuge e Johnson (1986), em um trabalho de revisão sobre o iodo, apontaram que alguns autores observaram solos argilosos com altos teores deste elemento; e outros, relataram a presença de uma grande concentração de iodo, em solos ricos em óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio. Whitehead (1984), em um trabalho de distribuição e transformação do iodo no meio ambiente, apontou os óxidos de alumínio como os mais importantes na retenção do iodo nos solos, com valores de pH acima de 4,8. A fração coloidal do solo carrega uma carga negativa, o que normalmente repele os ânions. No entanto, a sorção de ânions nos solos, ocorre de forma particular e sob condições ácidas.

Existem algumas evidências de que a sorção do iodo por óxidos de ferro e alumínio ocorrem mais para iodato (IO_3^-) do que para iodeto (I^-) (JOHANSON, 2000). Esses resultados apontam que essas propriedades são relevantes para explicar a concentração do iodo e seu background. No entanto, os efeitos na dinâmica do iodo, parecem mais associados ao efeito das condições físico-químicas do ambiente sobre esses componentes, associado às cargas elétricas em suas superfícies. Por essa razão, não serão considerados bons indicadores de fitodisponibilidade para a previsão de valores de F_v .

5.2.3 O pH

O pH é um dos principais fatores que regula o comportamento e a biodisponibilidade dos radionuclídeos nos solos, pois interfere diretamente nos mecanismos de sorção e dessorção. Isso acontece porque muitas partículas inorgânicas e orgânicas do solo podem apresentar cargas elétricas nas suas superfícies dependentes do pH (MEURER, 2004; LUCHESE et al., 2001; LOPES, 1989). Em solos agrícolas das zonas tropicais, quando o pH está abaixo de 5,0 pode haver predominância de cargas positivas das partículas dos solos e conseqüentemente os ânions que estiverem em solução, serão fixados por estas partículas (MEURER, 2004; LUCHESE et al., 2001). À medida que o pH se eleva, com o uso de práticas agrícolas, como a calagem por exemplo, passam a predominar as cargas negativas

nas superfícies das partículas dos solos. Logo, os ânions que estavam antes sorvidos nestas superfícies retornam novamente para a solução do solo, pois estes sítios passam a atrair os cátions para a sorção (MEURER, 2004).

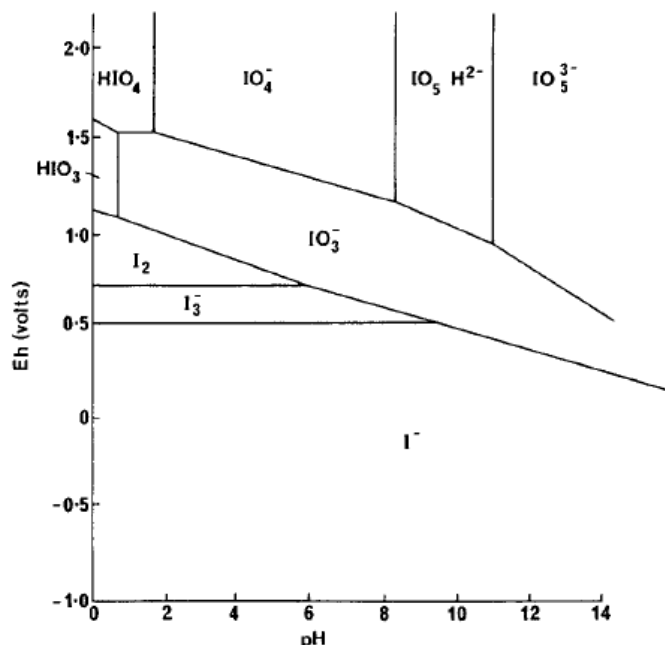
O iodo pode ser encontrado na natureza de várias formas químicas e o pH do solo pode influenciar nas espécies, influenciando no teor desse elemento no ecossistema (FUGE e JOHNSON, 1986). Shpeppard et al. (1995) observaram em seu experimento, que a maior sorção do iodo aconteceu em solos com pH baixo. Provavelmente, as espécies químicas presentes nestes solos estavam com cargas negativas, como o iodeto (I^-) e o iodato (IO_3^-). Whitehead (1984) sugeriu que o pH baixo favorece a adsorção de iodo por óxidos de ferro e alumínio. Em contrapartida, os solos alcalinos têm pouca capacidade de reter o iodo (FUGE e JOHNSON, 1986). Como se pôde depreender da discussão acima, o pH apresenta um papel preponderante no processo de fitodisponibilidade do iodo, explicando inclusive o efeito de minerais secundários na dinâmica do mesmo. Por essa razão, o pH foi considerado como outra informação crucial para a previsão dos valores de F_v para o iodo.

5.2.4 O Eh

O iodo pode ser encontrado na natureza em vários estados de valência e numa gama de formas inorgânicas e orgânicas, incluindo iodeto (I^-), iodato (IO_3^-), iodo elementar (I_2) e iodo orgânico (SHETAYA et al., 2012). As formas do iodo na natureza dependem em parte do pH e também do status de redução do ambiente circundante (SHETAYA et al., 2012). Fuge e Johnson (1986) observaram que o iodo elementar (I_2) é oxidado em um meio alcalino, transformando-se em iodato (IO_3^-). Contudo, observou que os processos de dessorção do iodo em solos alagados não estavam atuando sozinhos. Outros processos podem estar atuando em condições de baixo Eh, já que os solos, que continham a presença de matéria orgânica ou de plantas cultivadas neste ambiente, poderiam estar liberando exsudatos radiculares e, por consequência, aumentando o estímulo de atividades microbianas, favorecendo maior dessorção do iodo, quando comparado aos solos que também estavam em condições redutoras sem estes componentes. O diagrama Eh-pH para o iodo, indica a estabilidade de várias espécies inorgânicas em solução aquosa. No entanto, o

iodeto (I_2^-), o iodo elementar (I_2) e iodato (IO_3^-), são todos sujeitos a sorção por componentes dos solos (Figura 7).

Figura 7- Diagrama Eh-pH do iodo em água a 25 °C



Fonte: WHITEHEAD, 1984.

Valores para solos aeróbicos são dentro da faixa de 0,4-0,6v geralmente; e excepcionalmente tão alto quanto 0,8v. Para solos anaeróbicos, eles podem ser tão baixos quanto -0,4v (WHITEHEAD, 1984).

De fato, observou-se que a concentração do iodo na solução do solo, aumenta em baixos valores de Eh, obtidos após a irrigação nos meses de verão (YUITA e KIHOU, 2005). Assim, além do potencial de redução química de IO_3^- para I^- , a anoxia aparentemente induz a dessorção, aumentando a concentração do iodo na solução do solo. Segundo Rowell (1994), o pH de solos ácidos aumenta em torno da neutralidade como resultado da anoxia. Esse processo, por sua vez, leva a uma diminuição na carga líquida, negativa e dependente do pH, associada aos sólidos do solo e com isso, espécies aniônicas sorvidas (carregadas negativamente) podem ser eletrostaticamente repelidas para a solução (ROWELL, 1994).

Assim, com base nesses comportamentos, entende-se que o Eh, por atuar na especiação do iodo, pode interferir no processo de fitodisponibilidade. No entanto, passa a ser um parâmetro relevante ao se comparar cultivos, como o do arroz, que podem ser realizados tanto

em condições oxidantes, como em condições redutoras, sendo esta última, responsável por valores de Fv mais elevados (ASHWORTH, 2009). Portanto, considerando que as raízes da maioria das plantas só são capazes de sobreviver em solos com condições mais oxidantes e que o papel do pH explicaria a disponibilidade do iodo também em ambientes anóxicos, este estudo não vai considerar o Eh como um indicador crucial para a previsão de valores de Fv no sistema solo-planta.

5.2.5 Os microrganismos

Os microrganismos presentes nos solos possuem a capacidade de acumular o iodo (KOROBOVA, 2010), atuando de forma importante nos processos de sorção e desorção deste elemento nos solos (MURAMATSU e YOSHIDA, 1999). Com o objetivo de entender a participação microbiana nos processos de acumulação do iodo em solos, Muramatsu et al. (2004) realizou experimentos com radioiodo em amostras de solos, onde parte deste material, foi submetido a esterilização em autoclave. Em análise as espécies químicas do iodo presentes nestas amostras, observou-se que tanto o I^- e IO_3^- foram sorvidos nos solos. No entanto, parte destas amostras foram esterilizadas em autoclave, apresentando uma redução drástica no processo de adsorção do iodo. Tal resultado sugeriu aos autores que provavelmente, esta redução tenha ocorrido em função da destruição dos microrganismos que fixam este elemento no solo, ou pela decomposição de enzimas produzidas por estes indivíduos, que também atuam neste processo (MURAMATSU et al., 2004).

Alguns autores realizaram experimentos com a fumigação em solos (aplicação de pesticidas ou compostos químicos), com o objetivo de verificar se a presença dos microrganismos influencia na sorção e desorção do iodo neste ambiente, e também encontraram uma redução deste elemento após a submissão a este tratamento (JOHANSON, 2000).

Através da revisão realizada neste estudo, foram identificados 28 artigos que apontam a relevância dos microrganismos no estudo do iodo em solos. Com base nisso, entende-se que os microrganismos podem, efetivamente, interferir no processo de fitodisponibilidade. No entanto, este estudo não vai considerar os microrganismos como um indicador crucial para a previsão de valores de Fv no sistema solo-planta, pois, além de serem de difícil avaliação em

termos de diversidade e quantidade, os mesmos atuam sobre a matéria orgânica do solo, e, portanto, indiretamente, podem ser avaliados por esse indicador no solo.

5.3. Valores de F_v compilados

Nesta revisão, foram levantados 363 valores de F_v para o iodo na literatura que atenderam aos critérios estabelecidos. Assim, a partir desse levantamento, considerando os indicadores de fitoabsorção detectados para o iodo, o pH e o teor de matéria orgânica dos solos subjacentes, somente 125 valores continham essas informações, uma vez que nem sempre, as propriedades dos solos, nas quais esses valores foram determinados, estão disponíveis na literatura (Quadro 4). Assim, somente dois “*learning sets*” foram obtidos com um número mínimo para o treinamento com o uso de rede neural artificial: um para o cereal trigo (Quadro 5) e outro para a folhosa alface (Quadro 6).

O Quadro 6, embora não tenha o teor de matéria orgânica, apresenta o teor de húmus dos solos, além de várias outras propriedades pedológicas. Esses valores, apresentam restrições que podem inviabilizar sua aplicação global, pois foram obtidos de um único artigo, um mesmo país ou região, mesma condição climática e com pequena amplitude de valores de pH e matéria orgânica.

Quadro 4 - Valores de Fv solo-planta para os isótopos do iodo e propriedades dos solos determinadas

CULTURA	FV	CLASSE DO SOLO	IODO	PH	PH EM KCL OU CACL2	MATÉRIA ORGÂNICA (G/KG)	% CARBONO ORGÂNICO	% N	CA (MEQ/100G)	MG (MEQ/100G)	CTC (CMOLc/KG)	% ARGILA	AUTOR	PAÍS	TIPO DE CONTAMINAÇÃO
Trigo	2.00E-04	Humic Andosol	I	4.9	90						37		(Iaea, 2006)	Japão	artificial
Rabanete	2.60E-02	Humic Andosol	I	4.9	90						37		(Iaea, 2006)	Japão	artificial
Alface	4.10E-03	Humic Andosol	I	4.9	90						37		(Iaea, 2006)	Japão	artificial
Trigo	1.00E-03		I-125	6.9			1.94					23	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria	
Trigo	1.10E-03		I-125	6.3			2.21					70	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria	

Trigo	6.30E-04	I -125	5.8	1.62	22	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria
Trigo	1.30E-03	I -125	5.8	1.74	23	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria
Trigo	3.00E-03	I -125	5.8	1.31	18	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria
Trigo	8.20E-04	I -125	7.5	2.20	25	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria
Trigo	8.10E-03	I -125	7.5	1.93	26	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria
Trigo	1.00E-03	I -125	7.5	2.11	32	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria
Trigo	1.20E-03	I -125	7.6	3.42	18	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria
Trigo	1.10E-03	I -125	7.6	2.28	25	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria
Trigo	6.60E-04	I -125	7.5	2.2	28	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria
Trigo	1.60E-03	I -125	7.4	2.12	21	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria
Trigo	9.50E-04	I -125	7.5	2.52	25	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria
Trigo	5.30E-04	I -125	7.5	2.2	31	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria
Trigo	1.20E-03	I -125	5.4	1.94	31	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria
Trigo	1.50E-03	I -125	6.0	1.78	38	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria

Trigo	1.80E-03	I -125	5.7	1.63	22	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria
Trigo	1.70E-03	I -125	7.5	1.73	14	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria
Trigo	3.00E-03	I -125	7.5	1.25	17	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria
Trigo	2.00E-03	I -125	7.3	1.61	18	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria
Trigo	1.50E-03	I -125	7.3	1.34	15	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria
Trigo	6.00E-03	I -125	6.1	1.67	12	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria
Trigo	1.20E-03	I -125	5.6	1.92	17	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria
Trigo	1.00E-02	I -125	6.1	2.41	6	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria
Trigo	1.70E-02	I -125	5.8	1.31	15	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria
Trigo	2.50E-03	I -125	6.3	1.55	14	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria
Trigo	3.60E-03	I -125	6.9	1.33	14	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria
Trigo	3.10E-03	I -125	6.8	1.72	21	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria
Trigo	4.70E-04	I -125	7.6	2.15	35	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria
Trigo	2.80E-03	I -125	6.4	2.43	17	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria

Trigo	1.60E-03		I -125	7.2		2.1				15	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria	
Trigo	3.70E-03		I -125	6.4		1.36				21	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria	
Trigo	2.40E-03		I -125	5.7		1.63				12	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria	
Trigo	3.70E-03		I -125	5.5		1.44				13	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria	
Trigo	9.90E-03		I -125	7.1		1.84				17	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria	
Trigo	9.20E-04		I -125	7.3		2.58				14	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria	
Trigo	2.10E-03		I -125	7.4		2.03				16	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria	
Trigo	1.20E-03		I -125	5.9		1.35				23	(Shinonaga <i>et al.</i> , 2001)	Austria	
Arroz	4.40E-03		I -125	5.4		4.4	0.3			20	(Muramatsu <i>et al.</i> , 1989)	Japão	artificial
Arroz	7.60E-03		I -125	5.4		4.4	0.3			20	(Muramatsu <i>et al.</i> , 1989)	Japão	artificial
Arroz	5.70E-03		I -125	5.4		4.4	0.3			20	(Muramatsu <i>et al.</i> , 1989)	Japão	artificial
Arroz	6.40E-03		I -125	5.4		4.4	0.3			20	(Muramatsu <i>et al.</i> , 1989)	Japão	artificial
Rabanete	3.70E-02	Podzoluvisol	I -125	6.3	5.2		0.058	1.6	0.16	5.8	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial

Rabanete	2.40E-02	Podzoluvisol	I -125	6.3	5.2	0.058	1.6	0.16	5.8	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Rabanete	4.70E-02	Podzoluvisol	I -125	6.3	5.2	0.058	1.6	0.16	5.8	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Alface	4.00E-02	Podzoluvisol	I -125	6.3	5.2	0.058	1.6	0.16	5.8	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Feijão	3.30E-03	Podzoluvisol	I -125	6.3	5.2	0.058	1.6	0.16	5.8	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Feijão	3.70E-03	Podzoluvisol	I -125	6.3	5.2	0.058	1.6	0.16	5.8	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Trigo	1.00E-03	Podzoluvisol	I -125	6.3	5.2	0.058	1.6	0.16	5.8	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Rabanete	1.40E-02	Greyzem	I -125	7.9	6.9	0.056	5.9	0.62	14	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Rabanete	9.00E-03	Greyzem	I -125	7.9	6.9	0.056	5.9	0.62	14	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Rabanete	5.90E-03	Greyzem	I -125	7.9	6.9	0.056	5.9	0.62	14	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Rabanete	3.00E-03	Greyzem	I -125	7.9	6.9	0.056	5.9	0.62	14	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Alface	5.00E-03	Greyzem	I -125	7.9	6.9	0.056	5.9	0.62	14	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Alface	3.00E-03	Greyzem	I -125	7.9	6.9	0.056	5.9	0.62	14	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Alface	3.60E-03	Greyzem	I -125	7.9	6.9	0.056	5.9	0.62	14	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial

Alface	2.70E-03	Greyzem	I -125	7.9	6.9	0.056	5.9	0.62	14	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Feijão	4.00E-04	Greyzem	I -125	7.9	6.9	0.056	5.9	0.62	14	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Feijão	7.00E-04	Greyzem	I -125	7.9	6.9	0.056	5.9	0.62	14	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Trigo	3.00E-04	Greyzem	I -125	7.9	6.9	0.056	5.9	0.62	14	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Rabanete	1.60E-03	Meadow chernozem	I -125	8.2	7.00	0.18	12	1.03	26	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Rabanete	5.00E-03	Meadow chernozem	I -125	8.2	7.00	0.18	12	1.03	26	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Rabanete	4.00E-03	Meadow chernozem	I -125	8.2	7.00	0.18	12	1.03	26	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Rabanete	6.30E-03	Meadow chernozem	I -125	8.2	7.00	0.18	12	1.03	26	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Rabanete	1.50E-03	Meadow chernozem	I -125	8.2	7.00	0.18	12	1.03	26	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Rabanete	2.50E-03	Meadow chernozem	I -125	8.2	7.00	0.18	12	1.03	26	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Alface	6.00E-03	Meadow chernozem	I -125	8.2	7.00	0.18	12	1.03	26	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Alface	8.00E-03	Meadow chernozem	I -125	8.2	7.00	0.18	12	1.03	26	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial

Alface	4.10E-03	Meadow chernozem	I -125	8.2	7.00	0.18	12	1.03	26	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Alface	7.00E-03	Meadow chernozem	I -125	8.2	7.00	0.18	12	1.03	26	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Alface	1.10E-03	Meadow chernozem	I -125	8.2	7.00	0.18	12	1.03	26	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Alface	4.00E-03	Meadow chernozem	I -125	8.2	7.00	0.18	12	1.03	26	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Feijão	3.00E-04	Meadow chernozem	I -125	8.2	7.00	0.18	12	1.03	26	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Feijão	3.00E-04	Meadow chernozem	I -125	8.2	7.00	0.18	12	1.03	26	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Trigo	1.00E-04	Meadow chernozem	I -125	8.2	7.00	0.18	12	1.03	26	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Rabanete	2.80E-02	Typical chernozem	I -125	8.6	7.3	0.27	22	1.7	35	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Rabanete	1.00E-02	Typical chernozem	I -125	8.6	7.3	0.27	22	1.7	35	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Rabanete	3.00E-03	Typical chernozem	I -125	8.6	7.3	0.27	22	1.7	35	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Rabanete	6.40E-03	Typical chernozem	I -125	8.6	7.3	0.27	22	1.7	35	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Rabanete	1.40E-03	Typical chernozem	I -125	8.6	7.3	0.27	22	1.7	35	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Rabanete	3.00E-03	Typical chernozem	I -125	8.6	7.3	0.27	22	1.7	35	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Rabanete	2.10E-03	Typical chernozem	I -125	8.6	7.3	0.27	22	1.7	35	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial

Rabanete	2.30E-03	Typical chernozem	I -125	8.6	7.3	0.27	22	1.7	35	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Alface	1.30E-02	Typical chernozem	I -125	8.6	7.3	0.27	22	1.7	35	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Alface	7.00E-03	Typical chernozem	I -125	8.6	7.3	0.27	22	1.7	35	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Alface	1.60E-03	Typical chernozem	I -125	8.6	7.3	0.27	22	1.7	35	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Feijão	3.00E-04	Typical chernozem	I -125	8.6	7.3	0.27	22	1.7	35	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Feijão	2.00E-04	Typical chernozem	I -125	8.6	7.3	0.27	22	1.7	35	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Trigo	2.00E-04	Typical chernozem	I -125	8.6	7.3	0.27	22	1.7	35	(Kashparov <i>et al.</i> , 2005)	Chernobyl	artificial
Beterraba	6.90E-02		I -127	7.5	18.4				50.5	18	(Sheppard <i>et al.</i> , 1993)	Canadá
Repolho	2.70E-02		I -127	7.5	18.4				50.5	18	(Sheppard <i>et al.</i> , 1993)	Canadá
Milho	2.40E-02		I -127	7.5	18.4				50.5	18	(Sheppard <i>et al.</i> , 1993)	Canadá
Pasto	1.00E-03		I-129		6.7	41			11.7		IUR, 1989	Suécia
Pasto	1.80E-03		I-129		6.7	41			11.7		IUR, 1989	Suécia
Pasto	9.00E-04		I-129		6.7	41			11.7		IUR, 1989	Suécia

Pasto	1.50E-03		I-129	6.7	41	11.7	IUR, 1989	Suécia	
Pasto	4.10E-02		I-129	6.7	41	11.7	IUR, 1989	Suécia	
Pasto	8.45E-03		I-129	6.7	41	11.7	IUR, 1989	Suécia	
Pasto	4.12E-03		I-129	6.7	41	11.7	IUR, 1989	Suécia	
Pasto	1.80E-03		I-129	6.7	41	11.7	IUR, 1989	Suécia	
Pasto	1.02E-03		I-129	6.7	41	11.7	IUR, 1989	Suécia	
Pasto	1.73E-03		I-129	6.7	41	11.7	IUR, 1989	Suécia	
Pasto	1.20E-03		I-129	6.7	41	11.7	IUR, 1989	Suécia	
Pasto	2.80E-02		I-129	6	80	26.4	IUR, 1989	Suécia	
Pasto	9.00E-03		I-129	6	80	26.4	IUR, 1989	Suécia	
Pasto	8.40E-03		I-129	6	80	26.4	IUR, 1989	Suécia	
Alface	6.70E-03	Andosol	I-125	5.5	90	37	(Ban-Nai e Muramatsu, 2003)	Japão	artificial
Cebola	1.10E-02	Andosol	I-125	5.5	90	37	(Ban-Nai e Muramatsu, 2003)	Japão	artificial

Cebola	4.50E-02	Andosol	I -125	5.5	90	37	(Ban-Nai e Muramatsu, 2003)	Japão	artificial
Rabanete	5.10E-02	Andosol	I -125	5.5	90	37	(Ban-Nai e Muramatsu, 2003)	Japão	artificial
Rabanete	1.20E-01	Andosol	I -125	5.5	90	37	(Ban-Nai e Muramatsu, 2003)	Japão	artificial
Nabo	1.30E-02	Andosol	I -125	5.5	90	37	(Ban-Nai e Muramatsu, 2003).	Japão	artificial
Beringela	9.50E-04	Andosol	I -125	5.5	90	37	(Ban-Nai e Muramatsu, 2003)	Japão	artificial
Trigo	1.50E-04	Andosol	I -125	5.5	90	37	(Ban-Nai e Muramatsu, 2003)	Japão	artificial
Pasto	7.80E+00	Andosol	I-127	5.8	95	41	(Takeda, Tsukada, Takaku, <i>et al.</i> , 2015).	Japão	
Pasto	8.10E-02	Andosol	I-127	5.8	95	41	(Takeda, Tsukada, Takaku, <i>et al.</i> , 2015).	Japão	
Pasto	7.10E-02	Andosol	I-127	5.8	95	41	(Takeda, Tsukada, Takaku, <i>et al.</i> , 2015).	Japão	
Pasto	8.00E-04	Andosol	I-127	5.8	95	41	(Takeda, Tsukada, Takaku, <i>et al.</i> , 2015).	Japão	
Pasto	5.11E+00	Andosol	I-127	5.8	95	41	(Takeda, Tsukada, Takaku, <i>et al.</i> , 2015).	Japão	
Pasto	5.00E-02	Andosol	I-127	5.8	95	41	(Takeda, Tsukada, Takaku, <i>et al.</i> , 2015).	Japão	

Pasto	9.20E-02	Andosol	I-127	5.8	95	41	(Takeda, Tsukada, Takaku, <i>et al.</i> , 2015).	Japão
Pasto	1.30E-03	Andosol	I-127	5.8	95	41	(Takeda, Tsukada, Takaku, <i>et al.</i> , 2015).	Japão

Quadro 5 - Valores tabelados para a aprendizagem por rede neural artificial para fins de previsão de valores de Fv do 125I para o cereal trigo, tendo por base as propriedades dos solos (n=38)

<i>Fv para trigo</i>	<i>pH</i>	<i>% Carbono Orgânico</i>	<i>% Argila</i>
1,20E-03	5,4	1,94	31
3,70E-03	5,5	1,44	13
1,20E-03	5,6	1,92	17
1,80E-03	5,7	1,63	22
2,40E-03	5,7	1,63	12
6,30E-04	5,8	1,62	22
1,30E-03	5,8	1,74	23
3,00E-03	5,8	1,31	18
1,70E-02	5,8	1,31	15
1,20E-03	5,9	1,35	23
1,50E-03	6,0	1,78	38
6,00E-03	6,1	1,67	12
1,00E-02	6,1	2,41	6
1,10E-03	6,3	2,21	70
2,50E-03	6,3	1,55	14
2,80E-03	6,4	2,43	17
3,70E-03	6,4	1,36	21
3,10E-03	6,8	1,72	21
1,00E-03	6,9	1,94	23
3,60E-03	6,9	1,33	14
9,90E-03	7,1	1,84	17
1,60E-03	7,2	2,1	15
2,00E-03	7,3	1,61	18
1,50E-03	7,3	1,34	15
9,20E-04	7,3	2,58	14
1,60E-03	7,4	2,12	21
2,10E-03	7,4	2,03	16
8,20E-04	7,5	2,20	25
8,10E-03	7,5	1,93	26
1,00E-03	7,5	2,11	32
6,60E-04	7,5	2,2	28
9,50E-04	7,5	2,52	25
5,30E-04	7,5	2,2	31
1,70E-03	7,5	1,73	14
3,00E-03	7,5	1,25	17

1,20E-03	7,6	3,42	18
1,10E-03	7,6	2,28	25
4,70E-04	7,6	2,15	35

Quadro 6 - Valores tabelados para a aprendizagem por rede neural artificial para fins de previsão de valores de Fv do 125I para folhosa alface, tendo por base propriedades dos solos (n=14)

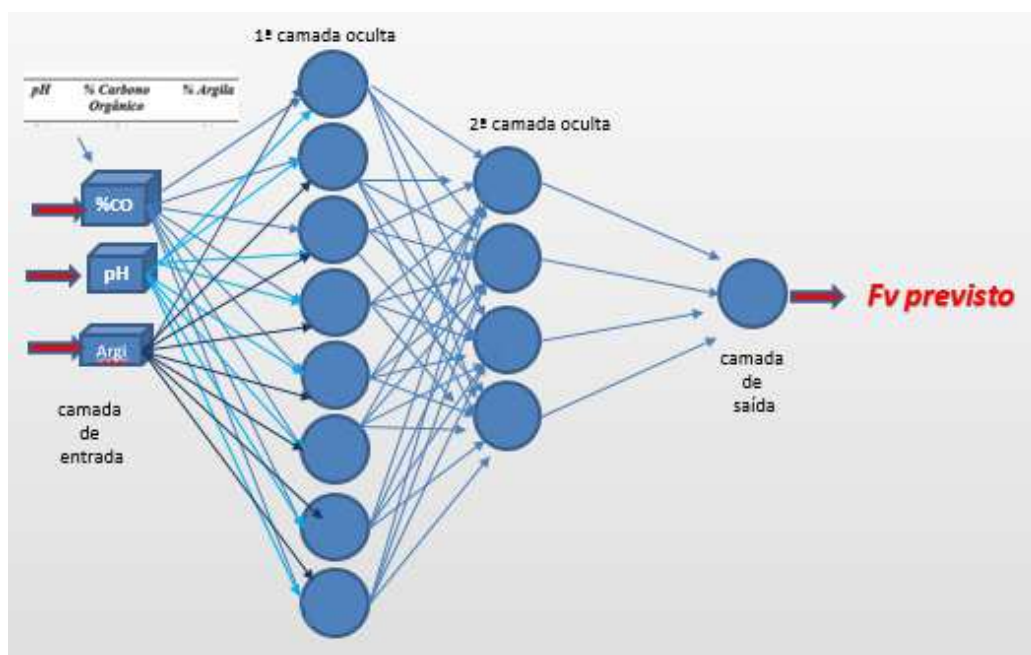
<i>Fv para alface</i>	<i>pH</i>	<i>pH em KCl</i>	<i>% Húmus</i>	<i>% N</i>	<i>Ca (cmolc/kg)</i>	<i>CTC</i>
4,00E-02	6,3	5,2	0,8	0,06	1,6	5,8
5,00E-03	7,9	6,9	1,1	0,06	5,9	14
3,00E-03	7,9	6,9	1,1	0,06	5,9	14
3,60E-03	7,9	6,9	1,1	0,06	5,9	14
2,70E-03	7,9	6,9	1,1	0,06	5,9	14
6,00E-03	8,2	7,00	2,8	0,18	12	26
8,00E-03	8,2	7,00	2,8	0,18	12	26
4,10E-03	8,2	7,00	2,8	0,18	12	26
7,00E-03	8,2	7,00	2,8	0,18	12	26
1,10E-03	8,2	7,00	2,8	0,18	12	26
4,00E-03	8,2	7,00	2,8	0,18	12	26
1,30E-02	8,6	7,3	4,0	0,27	22	35
7,00E-03	8,6	7,3	4,0	0,27	22	35
1,60E-03	8,6	7,3	4,0	0,27	22	35

5.4 Avaliação da viabilidade dos indicadores selecionados

No caso dos dados disponíveis neste trabalho, foram utilizadas 38 e 14 linhas para cereais e folhosos, respectivamente. O número de neurônios adotado para a camada de entrada da rede MLP, foi definido de acordo com os atributos disponíveis para as propriedades dos solos, ou seja, 3 e 7 colunas para cereais e folhosos, respectivamente. A

figura 8 representa um esquema da rede MLP treinada para cereal, considerando 3 camadas de entrada, correspondendo aos atributos: pH, % carbono orgânico e % argila, que estavam disponíveis no banco de dados. A rede treinou 37 resultados, deixando um de fora aleatoriamente. Cada treinamento gerou um valor de F_v previsto. A rede comparou este valor ao F_v que veio na linha com seus atributos (% Carbono Orgânico, pH e % Argila). Quando o erro associado ficou acima do limite de exclusão, o treino foi automaticamente reiniciado, para reajuste dos pesos de cada um dos neurônios (backpropagation). Esse processo refina a aprendizagem das relações entre os atributos dos solos e os respectivos valores de F_v presentes no *learnig set*.

Figura 8- Representação do esquema da rede treinada para cereal

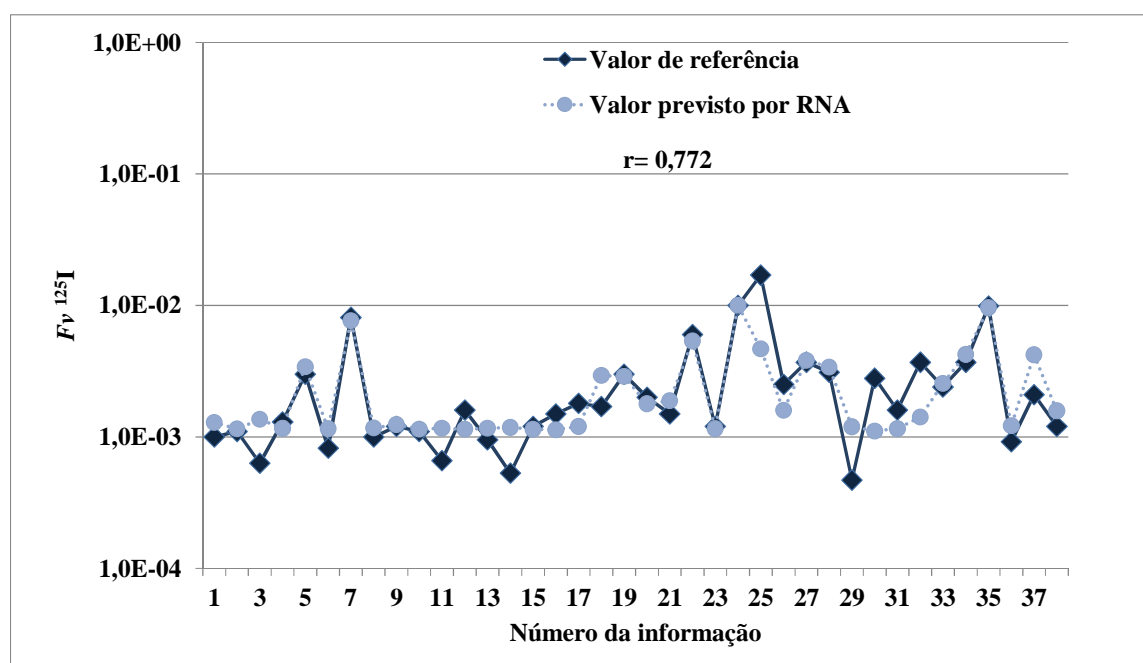


Fonte: Própria Autoria (2018).

A figura 9 apresenta a relação entre os valores de F_v reais e o previsto, após o treinamento da rede neural para cereais. São 38 valores encontrados, um para cada passada do *leave one out*. Em azul escuro, os valores dos fatores de transferência de referência e, em tom mais claro de azul, os previstos pela rede MLP. Pode-se notar que houve um alto número de acertos, corroborados pelo valor significativo e elevado de correlação de Pearson ($r=0,772$; $n=38$; $\alpha =0,001$). Vale ressaltar que os pequenos desvios ocorridos seguiram a tendência de variação original do conjunto de dados, o que comprova que o modelo

encontrado pela rede foi adequado ao caso apresentado. Os maiores desvios apresentados pelos valores previstos, ocorreram nos valores de extremos, aventando-se a hipótese de que se houvesse maior amplitude nos valores dos atributos do solo e nas observações usadas para treino e teste, a precisão seria ainda maior, e o treino perderia sua abordagem regional, tendendo para comportamentos mais globais. Essa generalização permitiria o uso desse treinamento para outras regiões. Desse modo esse treino só valida os parâmetros indicadores de entrada como suficientes e necessários.

Figura 9- Relação entre os valores de Fv de referência e o previsto, ao longo do treinamento da rede neural no aprendizado dos cereais.

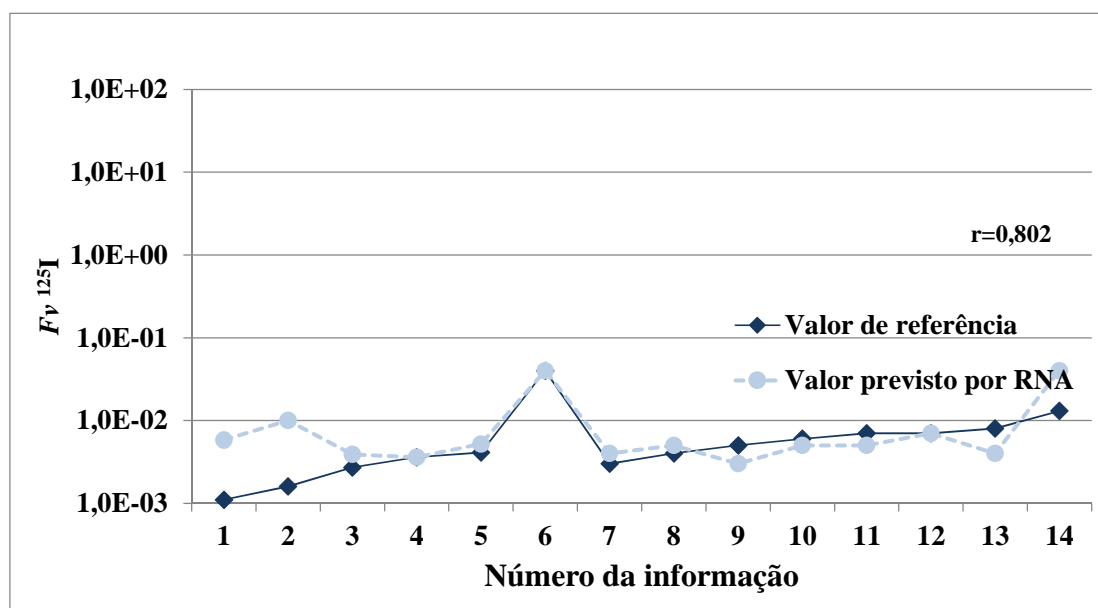


Fonte: Própria Autoria (2018).

A figura 10 apresenta a relação entre os valores de Fv de referência e o previsto, ao longo do treinamento da rede neural no *learning set* das folhosas. Em azul escuro, os valores dos fatores de transferência de referência e, em tom mais claro de azul, os previstos pela rede MLP. Novamente observou-se um elevado número de acertos, corroborados pelo valor significativo de correlação de Pearson ($r=0,802$; $n=14$; $\alpha =0,005$). Devido ao baixo valor de “n” neste *learning set* para folhosas, optou-se em utilizar 7 neurônios na camada de entrada, correspondendo à todos os atributos do solo presentes no banco de dados que originou este conjunto de aprendizado, `a saber: pH, pH em KCl, % húmus, % N, Ca e CTC. Apesar da

inserção de outros parâmetros, a rede para folhosos apresentou desempenho similar ao de cereais: os maiores desvios apresentados pelos valores previstos, ocorreram nos valores de extremos. A inserção de outros parâmetros além dos parâmetros indicadores não teve um efeito na perda da acurácia, indicado pelo valor de r maior, quando comparado ao de cereais. O efeito de um n menor não pareceu relevante para a validação dos indicadores (pH e teor de matéria orgânica, neste treino representado pelo percentual de húmus), muito embora o efeito da amplitude dos valores dos indicadores seja semelhante ao observado para cereais: para o qual aventou-se a hipótese de que se houvesse maior amplitude nos valores dos atributos do solo nas observações usadas para treino e teste, a precisão seria ainda maior. Assim, o resultado deste treino, como ocorreu para cereais, também só possibilita a validação dos parâmetros indicadores de entrada como suficientes e necessários, não podendo ser utilizado para a previsão global de valores de F_v , devido ao caráter regional do *learning set*.

Figura 10 - Relação entre os valores de F_v de referência e o previsto, ao longo do treinamento da rede neural no aprendizado das folhosas (alface)



Fonte: Própria Autoria (2018).

O uso das redes neurais artificiais foi aplicada com sucesso por Santos, (2016), tendo como dados de entrada apenas os parâmetros pedológicos já consolidados pela literatura, que

se relacionam com a transferência do ^{137}Cs no sistema solo-planta, como pH, CTC e K trocável. Neste estudo, a rede foi capaz de estimar os valores de Fv solo-planta para ^{137}Cs em cereais com desvios inferiores a 6% em quase 86% dos casos das 35 redes treinadas, evidenciando a viabilidade do uso da rede neural artificial como uma ferramenta para a previsão de valores de fator de transferência solo-planta para ^{137}Cs .

Para o ^{90}Sr , o treinamento de uma rede neural artificial revelou que sua previsão por essa ferramenta ainda requer a consolidação de um modelo teórico globalmente validado (WASSERMAN et al., 2018) o que já se obteve com o ^{137}Cs .

Estes resultados estão despertando a atenção para o uso desta ferramenta como possibilidade de previsão de valores de Fv , desde que o universo amostral para o treinamento seja mais amplo.

6 CONCLUSÕES

Este trabalho evidenciou que o comportamento do iodo no sistema solo-planta é bastante complexo, porém relativamente bem conhecido. A revisão bibliográfica sistemática apontou o pH e a matéria orgânica como propriedades cruciais para explicar os valores de F_v e portanto esses parâmetros foram selecionados como potenciais indicadores edafológicos para o iodo. De um modo geral, espera-se que solos ácidos e/ou com elevado teor de matéria orgânica apresentem baixa transferência do iodo para plantas. Solos tropicais, geralmente apresentam grau elevado de intemperismo e podem ser ricos em sesquióxidos de Fe a Al, apresentar baixo teor de matéria orgânica, e baixo valores de pH (solos ácidos). Nesses solos, por exemplo, espera-se que o iodo presente na solução sob a forma de ânions, seja fixado nas superfícies minerais dependentes do pH (sesquióxidos de Fe a Al), apresentando baixos valores de F_v . No entanto, quase todos os valores compilados de F_v para o iodo, foram gerados em clima temperado ou em clima subtropical, e o uso destes valores como referência para gestão de acidentes em solos de clima tropical poderá subestimar ou superestimar as doses pela ingestão destes alimentos. Vale mencionar ainda, que solos tropicais podem ser submetidos à práticas agrícolas, como a calagem, que poderá promover mudanças no comportamento do iodo, reforçando a necessidade de se estabelecer um modelo conceitual global, o que só pode ser obtido estendendo estudos para ambientes tropicais, nos quais espera-se um comportamento diferenciado, mas essa tendência precisa ser validada.

No que se refere ao levantamento dos valores de F_v para o iodo, este trabalho identificou que a literatura ainda reporta os mesmos de maneira deficiente, seja através de informações pedológicas insuficientes ou ausentes, seja pela apresentação de valores reportados como médias ou em intervalos, apesar do princípio já bem estabelecido, na área da radioecologia, de que os valores de F_v variam em função das propriedades dos solos. A deficiência de valores de F_v para um mesmo isótopo do iodo, associados às propriedades dos solos, dificultaram a formação de uma base de dados robusta para o treinamento de uma rede neural, com o objetivo de prever valores de F_v a partir das propriedades dos solos. Desse modo, foi possível estruturar somente dois “*learning set*”, um para trigo ($n=38$) e outro para alface ($n=14$), que inviabilizam sua aplicação em escala global, visto que os dados foram oriundos de uma mesma região e, portanto, apresentam pequena amplitude de valores de pH e matéria orgânica, porém são aceitáveis para se validar a suficiência dos indicadores selecionados para

a previsão de valores de Fv . Assim, a análise dos resultados para as duas culturas treinadas com a rede neural artificial, permitiram a validação do pH e matéria orgânica como atributos dos solos necessários e suficientes para previsão dos valores de Fv para o iodo e viabiliza o uso da rede neural artificial treinada com os dados estruturados à partir da revisão sistemática. A rede neural artificial conseguiu prover a suficiência destes atributos como parâmetros importantes na transferência solo-planta para Iodo, possibilitando desse modo, o uso desta ferramenta para este radionuclídeo.

REFERÊNCIAS

- ALDAHAN, A.; ALFIMOV, V.; POSSNERT, G. I-129 anthropogenic budget: Major sources and sinks. **Applied Geochemistry**, v. 22, n. 3, p. 606-618, 2007.
- ALLARD, S.; GALLARD, H.; FONTAINE, C.; CROUE, J. P. Formation of methyl iodide on a natural manganese oxide. **Water Research**, v. 44, n. 15, p. 4623-4629, 2010.
- ALMAHAYNI, T.; BAILEY, E.; CROUT, N. M. J.; SHAW, G. Effects of incubation time and filtration method on Kd of indigenous selenium and iodine in temperate soils. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 177, p. 84-90, 2017.
- ALVAREZ, F.; REICH, M.; PEREZ-FODICH, A.; SNYDER, G.; MURAMATSU, Y.; VARGAS, G.; FEHN, U. Sources, sinks and long-term cycling of iodine in the hyperarid Atacama continental margin. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 161, p. 50-70, 2015.
- AMACHI, S.; KASAHARA, M.; HANADA, S.; KAMAGATA, Y.; SHINOYAMA, H.; FUJII, T.; MURAMATSU, Y. Microbial Participation in Iodine Volatilization from Soils. **Environmental Science & Technology**, v. 37, n. 17, p. 3885-3890, 2003.
- ARBIB, Michael A.; ESLINGER, Paul J. The Handbook of Brain Theory and Neural Networks. **Psyccritiques**, v. 42, n. 3, p. 265, 1997.
- ASHWORTH, D. J. Transfers of Iodine in the Soil–Plant–Air System: Solid–Liquid Partitioning, Migration, Plant Uptake and Volatilization A2 - Preedy, Edited by Victor R. In: BURROW, G. N. e WATSON, R. (Ed.). **Comprehensive Handbook of Iodine**. San Diego: Academic Press, p.107-118, 2009.
- ASHWORTH, D. J.; SHAW, G. A comparison of the soil migration and plant uptake of radioactive chlorine and iodine from contaminated groundwater. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 89, n. 1, p. 61-80, 2006a.
- ASHWORTH, D. J.; SHAW, G. A Effects of moisture content and redox potential on in situ Kd values for radioiodine in soil. **Science of the Total Environment**, v. 359, n. 1-3, p. 244-54, Apr 15 2006b.
- ASHWORTH, D. J.; SHAW, G.; BUTLER, A. P.; CICIANI, L. Soil transport and plant uptake of radio-iodine from near-surface groundwater. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 70, n. 1-2, p. 99-114, 2003.
- ASSEMI, S.; ERTEN, H. N. Sorption of radioiodine on organic-rich soil, clay minerals and alumina. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry-Articles**, v. 178, n. 1, p. 193-204, 1994.
- ASTAKHOVA, L. N. et al. Chernobyl-related thyroid cancer in children of Belarus: a case-control study. **Journal of Radiation Research**, v. 150, n. 3, p. 349-56, 1998.

BALAMURUGAN, J.; RAJA RAJAN, A. Iodine-131 uptake and transfer from soil to rice (*Oryza sativa* L.) following factitious contaminations (IAEA-SM--363). **International Atomic Energy Agency (IAEA)** v. 31, n. 45, p. 64-66, 2000.

BAN-NAI, T.; MURAMATSU, Y. Transfer factors of radioiodine from volcanic-ash soil (Andosol) to crops. **Journal of Radiation Research**, v. 44, n. 1, p. 23-30, 2003.

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

BAN-NAI, T.; MURAMATSU, Y.; YANAGISAWA, K. 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, 1999.

BRAGA, A. de P. **Redes neurais artificiais: teoria e aplicações**. Rio de Janeiro: LTC, 2000. 262 p.

BECH, J.; KOROBOVA, E.; PEREZ-SIRVENT, C. Selenium and iodine anomalies in soils and health **Journal of Geochemical Exploration**, v. 107, n. 2, p. V-VI, 2010.

BELL, J. N.; SHAW, G. Ecological lessons from the Chernobyl accident. **Environment international**, v. 31, n. 6, p. 771-7, 2005.

BENNETT, H. H. **Elements of soil conservation**. McGraw-Hill Book Company, Inc; New York, 1955.

BERESFORD, N. A.; FESENKO, S.; KONOPLEV, A.; SKUTERUD, L.; SMITH, J. T.; VOIGT, G. Thirty years after the Chernobyl accident: What lessons have we learnt? **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 157, p. 77-89, 2016.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**, 4 ed, São Paulo: Icone, 1999. 355 p.

BORGES, E. C. L.; MOZETO, A. A.; NEVES, E. F. A.; BORGES NETO, W. B.; BEZERRA, J. M. Estudo da capacidade de complexação e sua relação com algumas variáveis ambientais em cinco represas do Rio Tietê/Brasil. **Química Nova**, 2007.

BOWLEY, H. E. et al. Historical trends in iodine and selenium in soil and herbage at the Park Grass Experiment, Rothamsted Research, UK. **Soil Use and Management**, v. 33, n. 2, p. 252-262, 2017.

BRADY, N. C. **Natureza e propriedades dos solos**, 7 ed, Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1989. 878 p.

BUCKMAN, H. O.; BRADY, N. C. **Natureza e propriedades dos solos: compêndio universitário sobre edafologia**. Freitas Bastos, 1974.

CANCES, B.; PONTHEIU, M.; CASTREC-ROUELLE, M.; AUBRY, E.; BENEDETTI, M. F. Metal ions speciation in a soil and its solution: experimental data and model results. **Geoderma**, v. 113, n. 3-4, p. 341-355, 2003.

CHAI, Z. F.; ZHANG, Z. Y.; FENG, W. Y.; CHEN, C. Y.; XU, D. D.; HOU, X. L. Study of chemical speciation of trace elements by molecular activation analysis and other nuclear techniques. **Journal of Analytical Atomic Spectrometry**, v. 19, n. 1, p. 26-33, 2004.

CHANG, H.-S.; XU, C.; SCHWEHR, K. A.; ZHANG, S.; KAPLAN, D. I.; SEAMAN, J. C.; YEAGER, C.; SANTSCHI, P. H. Model of radioiodine speciation and partitioning in organic-rich and organic-poor soils from the Savannah River Site. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 2, n. 3, p. 1321-1330, 2014.

CHOUNG, S.; UM, W.; KIM, M.; KIM, M. G. Uptake Mechanism for Iodine Species to Black Carbon. **Environmental Science & Technology**, v. 47, n. 18, p. 10349-10355, 2013.

CHRISTIANSEN, J. V.; CARLSEN, L. **Iodine in the Environment Revisited. An evaluation of the chemical and physico-chemical processes possibly controlling the migration behaviour of iodine in the terrestrial environment.** Risø National Laboratory. Roskilde, Denmark. 1989.

CIFTCI, E.; SEVKETBEYOGLU, E. T.; TOKEL, S. Iodine concentrations of soils near Trabzon, Turkey: a region of endemic goiter. **Environmental Geology**, v. 53, n. 2, p. 457-465, 2007.

COPPIN, Ben. **Inteligência artificial.** Rio de Janeiro LTC 2010.

COX, E. M.; ARAI, Y. Environmental Chemistry and Toxicology of Iodine. In: SPARKS, D. L. (Ed.). **Advances in Agronomy**, Vol 128, v.128, 2014. p.47-96.

CURI, N. **Vocabulário de ciência do solo.** Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1993.

DAI, J. L.; ZHANG, M.; HU, Q. H.; HUANG, Y. Z.; WANG, R. Q.; ZHU, Y. G. Adsorption and desorption of iodine by various Chinese soils: II. Iodide and iodate. **Geoderma**, v. 153, n. 1-2, p. 130-135, 2009.

DAI, J. L.; ZHU, Y. G.; HUANG, Y. Z.; ZHANG, M.; SONG, J. L. Availability of iodide and iodate to spinach (*Spinacia oleracea* L.) in relation to total iodine in soil solution. **Plant and Soil**, v. 289, n. 1-2, p. 301-308, 2006.

DAI, J. L.; ZHU, Y. G.; ZHANG, M.; HUANG, Y. Z. Selecting iodine-enriched vegetables and the residual effect of iodate application to soil. **Biological Trace Element Research**, v. 101, n. 3, p. 265-276, . 2004.

DARAOUI, A.; MICHEL, R.; GORNY, M.; JAKOB, D.; SACHSE, R.; SYNAL, H. A.; ALFIMOV, V. Iodine-129, Iodine-127 and Caesium-137 in the environment: soils from Germany and Chile. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 112, p. 8-22, 2012.

DESMET, G. M.; VAN LOON, L. R.; HOWARD, B. J. Chemical speciation and bioavailability of elements in the environment and their relevance to radioecology. **Science of The Total Environment**, v. 100, n. Supplement C, p. 105-124, 1991.

DE-POLLI, H.; DE ALMEIDA, D. L.; SANTOS, G. A.; CUNHA, L. H.; FREIRE, L. R.; SOBRINHO, N. M. B. A.; PEREIRA, N. N. C.; EIRA, P. A.; BLOISE, R. M.; SALEK, R. C. **Manual de Adubação para o Estado do Rio de Janeiro**, 2 ed., Seropédica: Editora Universidade Rural, 1988. 179 p.

DIBIROVA, A. P.; AKHMEDOVA, Z. N.; RAMAZANOVA, N. I.; KHIZROEVA, P. R. Manganese, zinc, boron, and iodine in soils of the northwestern part of the Dagestan foothills. **Eurasian Soil Science**, v. 39, n. 12, p. 1306-1311, 2006.

DUBORSKA, E.; KUBOVA, J.; MATUS, P. Factors Affecting Iodine Mobility in Soils. **Chemicke Listy**, v. 110, n. 9, p. 625-629, 2016.

DUBORSKA, E.; URIK, M.; BUJDOS, M.; KUBOVA, J. Aging and Substrate Type Effects on Iodide and Iodate Accumulation by Barley (*Hordeum vulgare* L.). **Water Air and Soil Pollution**, v. 227, n. 11, 2016.

EHLKEN, S.; KIRCHNER, G. Environmental processes affecting plant root uptake of radioactive trace elements and variability of transfer factor data: a review. **Journal of Environmental Radioactivity**, 58, pp. 97-112, 2002.

EL-NAGGAR, H. A.; EZZ EL-DIN, M. R.; ABDEL-GAWAD, A. S. Sorption and Desorption Studies of Some Radionuclides by Soil Samples. In: SIXTH CONFERENCE OF NUCLEAR SCIENCES AND APLICATIONS, IV, Cairo, 1996.

EMBRAPA, **Manual de Métodos de Análise de Solo**, 2 ed, Rio de Janeiro: Embrapa-CNPQ, 1997.

ENTRY, J. A.; WATRUD, L.S.; REEVES, M. Accumulation of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr from contaminated soil by three grass species inoculated with mycorrhizal fungi. **Environmental Pollution**, v. 104, pp. 449-457, 1999.

EVANS, G. J.; HAMMAD, K. A. Radioanalytical studies of iodine behaviour in the environment. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 192, n. 2, p. 239-247, 1995.

EZERINSKIS, Z.; HOU, X. L.; DRUTEIKIENE, R.; PUZAS, A.; SAPOLAITE, J.; GVOZDAITE, R.; GUDELIS, A.; BUIVYDAS, S.; REMEIKIS, V. Distribution and source of I-129, Pu-239, Pu-240, Cs-137 in the environment of Lithuania. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 151, p. 166-173, 2016.

FARIDULLAH; AHMAD, D.; SHABBIR, H.; AHMED, T.; IRSHAD, M.; ALAM, A.; SARDAR, A. Socio-demographic characters, distribution and transformation of iodine in soil, plant and wheat grains at District Diamer, Gilgit-Baltistan, Pakistan. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 40, n. 2, p. 777-790, 2018.

FERREIRA, M. E.; DA CRUZ, M. C. P.; VAN RAIJ, B.; DE ABREU, C.A. **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: CNPq/FAPESP/POTAFOS, 2001.

FRISSEL, M. J.; DEB, D.L.; FATHONY, M.; LIN, Y.M.; MOLLAH, A.S.; NGO, N.T.; OTHMAN, I.; ROBISON, W.L.; SKARLOU-ALEXIOU, V.; TOPCUOGLU, S.; TWINING, J.R.; UCHIDA S.; WASSERMAN, M.A. Generic values for soil-to-plant transfer factors of radiocesium. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 58, n. 2–3, p. 113-128, 2002.

FUGE, R.; JOHNSON, C. C. The geochemistry of iodine — a review. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 8, n. 2, p. 31-54, June 01 1986.

FUGE, R.; LONG, A. M. Iodine in the soils of north Derbyshire. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 11, n. 1, p. 25-29, 1989.

FUGE, R.; JOHNSON, C. C. Iodine and human health, the role of environmental geochemistry and diet, a review. **Applied Geochemistry**, v. 63, p. 282-302, 2015.

FUKUI, M.; FUJIKAWA, Y.; SATTA, N. Factors affecting interaction of radioiodide and iodate species with soil. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 31, n. 2, p. 199-216, 1996.

GADZHIMUSIEVA, N. T.; SAIDIEVA, A. A. The Dynamics of Mobile Iodine Forms in Components of Arid Ecosystems of the Western Caspians. **Arid Ecosystems**, v. 7, n. 2, p. 125-129, 2017.

GERZABEK, M. H.; MURAMATSU, Y.; STREBL, F.; YOSHIDA, S. Iodine and bromine contents of some Austrian soils and relations to soil characteristics. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 162, n. 4, p. 415-419, 1999.

GHOSE, N. C.; DAS, K.; SAHA, D. Distribution of iodine in soil-water system in the Gandak basin, Bihar. **Journal of the Geological Society of India**, v. 62, n. 1, p. 91-98, 2003.

GIL-GARCÍA, C.; TAGAMI, K.; UCHIDA, S.; RIGOL, A.; VIDAL, M. New best estimates for radionuclide solid–liquid distribution coefficients in soils. Part 3: miscellany of radionuclides (Cd, Co, Ni, Zn, I, Se, Sb, Pu, Am, and others). **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 100, n. 9, p. 704-715, 2009.

GÓMEZ-GUZMÁN, J. M.; HOLM, E.; ENAMORADO-BÁEZ, S. M.; ABRIL, J. A.; PINTO-GÓMEZ, A. R.; LÓPEZ-GUTIÉRREZ, J. M.; GARCÍA-LEÓN, M. Pre-and post-Chernobyl accident levels of ^{129}I and ^{137}Cs in the Southern Baltic Sea by brown seaweed *Fucus vesiculosus*. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 115, p. 134-142, 2013.

GONZALI, S.; KIFERLE, C.; PERATA, P. Iodine biofortification of crops: agronomic biofortification, metabolic engineering and iodine bioavailability. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 44, p. 16-26, 2017.

HANSEN, V.; ROOS, P.; ALDAHAN, A.; HOU, X.; POSSNERT, G. Partition of iodine (¹²⁹I and ¹²⁷I) isotopes in soils and marine sediments. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 102, n. 12, p. 1096-1104, 2011.

HAUSCHILD, J.; AUMANN, D. C. Iodine-129 in the environment of a nuclear fuel reprocessing plant: V. The transfer of ¹²⁹I and ¹²⁷I in the soil-pasture-cow-milk/meat pathway, as obtained by field measurements. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 9, n. 2, p. 145-162, 1989.

HAYKIN, S. Redes neurais: princípios e prática. 2. Porto Alegre Bookman, 2011. 898 p.

HIGGO, J. Clay as a barrier to radionuclide migration. **Progress in Nuclear Energy**, v. 19, n. 2, p. 173-207, 1987.

HONG, C.; WENG, H.; JILANI, G.; YAN, A.; LIU, H.; XUE, Z. Evaluation of iodide and iodate for adsorption-desorption characteristics and bioavailability in three types of soil. **Biological trace element research**, v. 146, n. 2, p. 262-271, 2012.

HONG, C. L.; WENG, H. X.; YAN, A. L.; ISLAM, E. U. The fate of exogenous iodine in pot soil cultivated with vegetables. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 31, n. 1, p. 99-108, 2009.

HONG, C. L.; WENG, H. X.; QIN, Y. C.; YAN, A. L.; XIE, L. L. Transfer of iodine from soil to vegetables by applying exogenous iodine. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 28, n. 4, p. 575-583, 2008.

HOSSEINI, S. A. The Contribution of Plant in Uptaking Radio Iodine from the Soil in Zahedan City, Sistan and Blouchestan, Iran. **Journal of Applied Sciences**, v. 8, p. 387-390, 2008.

HOSSEINI, S. A.; HOSSEINI, S. A. Ecology of Soils Polluted with Radio Nuclides: A Review Asian. **Journal of Applied Sciences**, v. 4, p. 596-602, 2011.

HOU, X.; HANSEN, V.; ALDAHAN, A.; POSSNERT, G.; LIND, O. C.; LUJANIENE, G. A review on speciation of iodine-129 in the environmental and biological samples. **Analytica Chimica Acta**, v. 632, n. 2, p. 181-196, 2009.

HOU, X. L.; FOGH, C. L.; KUCERA, J.; ANDERSSON, K. G.; DAHLGAARD, H.; NIELSEN, S. P. Iodine-129 and Caesium-137 in Chernobyl contaminated soil and their chemical fractionation. **Science of the Total Environment**, v. 308, n. 1-3, p. 97-109, 2003.

HOU, X.; YAN, X. Study on the concentration and seasonal variation of inorganic elements in 35 species of marine algae. **Science of the Total Environment**, v. 222, n. 3, p. 141-156, 1998.

HU, Q.-H.; WENG, J.-Q.; WANG, J.-S. Sources of anthropogenic radionuclides in the environment: a review. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 101, n. 6, p. 426-437, 2010.

HU, Q.; MORAN, J. E.; BLACKWOOD, V. Geochemical Cycling of Iodine Species in Soils. In: PREEDY, V. R.; BURROW, G. N., *et al* (Ed.). **Comprehensive Handbook of Iodine**. Oxford: Academic Press, 2009. cap. 10, p.93-105.

HUMPHREY, O. S.; YOUNG, S. D.; BAILEY, E. H.; CROUT, N. M. J.; ANDER, E. L.; WATTS, M. J. Iodine soil dynamics and methods of measurement: a review. **Environmental Science-Processes & Impacts**, v. 20, n. 2, p. 288-310, 2018.

HURTEVENT, P.; THIRY, Y.; LEVCHUK, S.; YOSCHENKO, V.; HENNER, P.; MADOZ-ESCANDE, C.; LECLERC, E.; COLLE, C.; KASHPAROV, V. Translocation of ^{125}I , ^{75}Se and ^{36}Cl to Wheat edible parts following wet foliar contamination under field conditions. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 121, p. 43-54, 2013

IAEA **Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments**. International Atomic Energy Agency. Vienna, v.472, p.208. 2010.

IAEA **Quantification of Radionuclide Transfers in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments**. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY - IAEA. Vienna. 2009

IAEA **Classification of Soil Systems on the Basis of Transfer Factors of Radionuclides From Soil to Reference Plants**. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY - IAEA. Vienna. 2006.

IUR **Report of the working group meeting in Guttannen**, In: VI Report of the Working Group Soil-to Plant Transfer Factors. International Union Of Radioecologists, Bilthoven & Netherlands 1989.

JABBAR, T.; WALLNER, G.; STEIER, P. A review on ^{129}I analysis in air. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 126, p. 45-54, 2013.

JOHANSON, K. J. **Iodine in soil**. p.45. 2000. (SKB-TR--00-21)

JOHNSON, C. C. **The geochemistry of iodine and its application to environmental strategies for reducing the risk from iodine deficiency disorders (IDD)**. British Geological Survey. Nottingham, UK, p.54pp. 2003.

KAPLAN, D. I. Influence of surface charge of an Fe-oxide and an organic matter dominated soil on iodide and pertechnetate sorption. **Radiochimica Acta**, v. 91, n. 3, p. 173-178, 2003.

KASHPAROV, V.; COLLE, C.; ZVARICH, S.; YOSCHENKO, V.; LEVCHUK, S.; LUNDIN, S. Soil-to-plant halogens transfer studies 1. Root uptake of radioiodine by plants. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 79, n. 2, p. 187-204, 2005.

KEPPLER, F.; BORCHERS, R.; ELSNER, P.; FAHIMI, I.; PRACHT, J.; SCHOLER, H. F. Formation of volatile iodinated alkanes in soil: results from laboratory studies. **Chemosphere**, v. 52, n. 2, p. 477-483, 2003.

KIFERLE, C.; GONZALI, S.; HOLWERDA, H. T.; IBACETA, R. R.; PERATA, P. Tomato fruits: a good target for iodine biofortification. **Frontiers in Plant Science**, v. 4, 2013.

KIEHL, E. J. **Manual de Edafologia: Relações solo-planta**. São Paulo: Editora Agronômica Ceres, 1979. 264 p.

KODAMA, S.; TAKAHASHI, Y.; OKUMURA, K.; URUGA, T. Speciation of iodine in solid environmental samples by iodine K-edge XANES: Application to soils and ferromanganese oxides. **Science of the Total Environment**, v. 363, n. 1-3, p. 275-284, 2006.

KONARBAEVA, G. A. Salt-Soluble Form of Iodine in Chernozem. **Contemporary Problems of Ecology**, v. 3, n. 6, p. 660-663, 2010.

KOROBOVA, E. M. et al. Iodine and Selenium Speciation in Natural Waters and Their Concentrating at Landscape-Geochemical Barriers. **Geochemistry International**, v. 52, n. 6, p. 500-514, 2014.

KOROBOVA, E. Soil and landscape geochemical factors which contribute to iodine spatial distribution in the main environmental components and food chain in the central Russian plain. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 107, n. 2, p. 180-192, 2010.

LANDIS, J. D.; HAMM, N. T.; RENSHAW, C. E.; DADE, W. B.; MAGILLIGAN, F. J.; GARTNER, J. D. Surficial redistribution of fallout ¹³¹iodine in a small temperate catchment. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, v. 109, n. 11, p. 4064-4069, 2012.

LI, H. P.; YEAGER, C. M.; BRINKMEYER, R.; ZHANG, S. J.; HO, Y. F.; XU, C.; JONES, W. L.; SCHWEHR, K. A.; OTOSAKA, S.; ROBERTS, K. A.; KAPLAN, D. I.; SANTSCHI, P. H. Bacterial Production of Organic Acids Enhances H₂O₂-Dependent Iodide Oxidation. **Environmental Science & Technology**, v. 46, n. 9, p. 4837-4844, 2012.

LEPSCH, I. F. **Formação e Conservação dos Solos**, São Paulo: Editora Oficina de Textos, 2002. 216 p.

LIDIARD, H. M. Iodine in the reclaimed upland soils of a farm in the Exmoor National Park, Devon, UK and its impact on livestock health. **Applied Geochemistry**, v. 10, n. 1, p. 85-95, 1995.

LIMA, M. F.; MAZZILLI, B. P. Determinations of the distribution coefficients for ¹³⁴Cs, ⁶⁰Co and ²³⁴Th in the Pinheiros river sediment-water. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 77, n.1, pp.139-147, 1994.

LINHARES, D. P. S.; GARCIA, P. V.; ALMADA, A.; FERREIRA, T.; QUEIROZ, G.; CRUZ, J. V.; RODRIGUES, A. D. Iodine environmental availability and human intake in oceanic islands: Azores as a case-study. **Science of the Total Environment**, v. 538, p. 531-538, 2015.

LOPES, A. S. **Manual de Fertilidade do Solo**, São Paulo: Nagy, 1989. 155 p.

LUCHESE, E. B.; FAVERO, L. O. B.; LENZI, E. **Fundamentos da química do solo**. Rio de Janeiro: Editora Freitas Bastos, 2001.

LUO, M.; HOU, X.; ZHOU, W.; HE, C.; CHEN, N.; LIU, Q.; ZHANG, L. Speciation and migration of ¹²⁹I in soil profiles. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 118, p. 30-39, 2013.

LUSA, M.; BOMBERG, M.; AROMAA, H.; KNUUTINEN, J.; LEHTO, J. Sorption of radioiodide in an acidic, nutrient-poor boreal bog: insights into the microbial impact. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 143, p. 110-122, 2015.

MACKOWIAK, C. L.; GROSSL, P. R.; COOK, K. L. Iodine toxicity in a plant-solution system with and without humic acid. **Plant and Soil**, v. 269, n. 1-2, p. 141-150, 2005.

MAILLANT, S.; SHEPPARD, M. I.; ECHEVARRIA, G.; DENYS, S.; LECLERC CESSAC, E. Transport and retention of aged anthropogenic iodine in a boreal peat bog. **Radioprotection**, v. 40, p. S237-S243, 2005.

MASTERTON, W. L.; SLOWINSKI, E. J. **Química geral superior**. Rio de Janeiro: Interamericana Ltda, 1978. 583 p.

MCGRATH, D.; FLEMING, G. A. Iodine levels in Irish soils and grasses. **Irish Journal of Agricultural Research**, v. 27, n. 1, p. 75-81, 1988.

MERZWEILER, A.; RICHTER, D.; DAHNERT, R.; FELGENTRAGER, H. J. Occurrence of iodine in GDR soils used for agricultural production. **Archiv Fur Acker Und Pflanzenbau Und Bodenkunde-Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 31, n. 3, p. 213-217, 1987.

MEURER, E. J. **Fundamentos de química do solo**. 2^a ed., Porto Alegre: Editora Gênese, 2004. 290 p.

MICHEL, R.; DARAOU, A.; GORNY, M.; JAKOB, D.; SACHSE, R.; ROMANTSCHUK, L. D.; ALFIMOV, V.; SYNAL, H. A. Retrospective dosimetry of Iodine-131 exposures using Iodine-129 and Caesium-137 inventories in soils – A critical evaluation of the consequences of the Chernobyl accident in parts of Northern Ukraine. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 150, p. 20-35, 2015.

MILLER, A.; KRUICHAK, J.; MILLS, M.; WANG, Y.; Iodide uptake by negatively charged clay interlayers? **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 147, p. 108-114, 2015.

MIMIDES, T.; KATHARIOU, L. Radioactive iodine in terrestrial ecosystems. In: LEKKAS, T. D. (Ed.). **Proceedings of the 9th International Conference on Environmental Science and Technology, Vol A - Oral Presentations, Pts A and B**, 2005. p.A1010-A1017. (Proceedings of the International Conference on Environmental Science and Technology).

MOCANU, N.; GALERIU, D.; PAUNESCU, N.; MARGINEANU, R.; BREBAN, D.C. The role of some fertilizers in reducing soil-to-plant transfer of radionuclides. **National**

Institute of Research & Development for Physics and Nuclear Engineering, Romênia, 2000.

MURAMATSU, Y.; MATSUZAKI, H.; TOYAMA, C.; OHNO, T. Analysis of ^{129}I in the soils of Fukushima Prefecture: preliminary reconstruction of ^{131}I deposition related to the accident at Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant (FDNPP). **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 139, p. 344-350, 2015.

MURAMATSU, Y.; YOSHIDA, S.; FEHN, U.; AMACHI, S.; OHMOMO, Y. Studies with natural and anthropogenic iodine isotopes: iodine distribution and cycling in the global environment. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 74, n. 1-3, p. 221-232, 2004.

MURAMATSU, Y.; YOSHIDA, S. Effects of microorganisms on the fate of iodine in the soil environment. **Geomicrobiology Journal**, v. 16, n. 1, p. 85-93, 1999.

MURAMATSU, Y.; YOSHIDA, S.; UCHIDA, S.; HASEBE, A. Iodine desorption from rice paddy soil. **Water Air and Soil Pollution**, v. 86, n. 1-4, p. 359-371, 1996.

MURAMATSU, Y.; UCHIDA, S.; SRIYOTHA, P.; SRIYOTHA, K. Some considerations on the sorption and desorption phenomena of iodide and iodate on soil. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 49, n. 1, p. 125-138, 1990.

MURAMATSU, Y.; UCHIDA, S.; SUMIYA, M.; OHMOMO, Y.; OBATA, H. Tracer experiments on transfer of radio-iodine in the soil - rice plant system. **Water Air and Soil Pollution**, v. 45, n. 1-2, p. 157-171, 1989.

NASCIMENTO, R. A. M. **Fundamentos da ciência do solo**. Seropédica: ed. UFRRJ, 1995.112 p.

NISBET, A. F.; WOODMAN, R. F. M.; HAYLOCK, R. G. E. Recommended soil-to-plant transfer factors for radiocaesium and radiostrontium for use in arable systems. **National Radiological Protection Board**, R 304, Chilton, 1999

NISHIMAKI, K.; SATTA, N.; MAEDA, M. Sorption and migration of radioiodine in saturated sandy soil. **Journal of Nuclear Science and Technology**, v. 31, n. 8, p. 828-838, 1994.

NOORDIJK, H.; VAN BERGEIJK, K. E.; LEMBRECHTS, J.; FRISSEL, M. J. Impact of Ageing and Weather Conditions on Soil-to-Plant Transfer of Radiocaesium and Radiostrontium. **Journal Environment Radioactivity**, v. 15, pp. 277-286, 1992.

OLIVER, M. A.; GREGORY, P. Soil, food security and human health: a review. **European Journal of Soil Science**, v. 66, n. 2, p. 257-276, 2015.

OHTA, T.; MAHARA, Y.; KUBOTA, T.; FUKUTANI, S.; FUJIWARA, K.; TAKAMIYA, K.; YOSHINAGA, H.; MIZUOCHI, H.; IGARASHI, T. Prediction of groundwater contamination with ^{137}Cs and ^{131}I from the Fukushima nuclear accident in the Kanto district. **Journal of environmental radioactivity**, v. 111, p. 38-41, 2012.

ORLOV, M. Y.; SNYKOV, V.P.; KYVALENSKII, Y.A.; VOLOKITIN, A.A. Contamination of the soil of the european part of the territory of the USSR with ^{131}I after the Chernobyl nuclear accident. **Atomic Energy**, v. 80, n. 6, p. 439–444, 1996.

QIAO, J.; HANSEN, V.; HOU, X.; ALDAHAN, A.; POSSNERT, G. Speciation analysis of ^{129}I , ^{137}Cs , ^{232}Th , ^{238}U , ^{239}Pu and ^{240}Pu in environmental soil and sediment. **Applied Radiation and Isotopes**, v. 70, n. 8, p. 1698-1708, 2012.

PIRES DO RIO, M.A; AMARAL, E.C.S; PARETZKE, H.G. The resuspension and redeposition of ^{137}Cs in na urban área: the experience after the Goiânia accident. **Journal Aerosol Science**, v. 25, n. 5, pp. 821-831, 1994.

PNGTREE. **Design Gráfico**. 2018. Disponível em: <https://pt.pngtree.com//freepng/vector-trees_1556314.html>pngtree.com . Acesso em 12 nov 2018.

PORTILHO, A. P. **A influência da adição de composto orgânico na mobilidade e biodisponibilidade do ^{137}Cs e ^{60}Co em solos tropicais**. 2005. 90 f. Dissertação (Mestrado em Radioproteção e Dosimetria) - IRD/CNEN. Rio de Janeiro-RJ, 2005.

PRADO, H. **Solos do Brasil: gênese, morfologia, classificação, levantamento, manejo**. 3 ed., Piracicaba: USP, 2003. 275 p.

RAO, U. S.; FEHN, U. Sources and reservoirs of anthropogenic iodine-129 in western New York. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 63, n. 13-14, p. 1927-1938, 1999.

RANCON, D. Comparative-study of radioactive iodine behavior in soils under various experimental and natural conditions. **Radiochimica Acta**, v. 44-5, p. 187-193, 1988.

REIS, T. C. **Distribuição e biodisponibilidade do níquel aplicado ao solo como NiCl_2 e biossólido**. 2002. Tese (Doutorado em Agronomia), ESALQ/USP, São Paulo-SP, 2002.

REITHMEIER, H.; LAZAREV, V.; RUHM, W.; NOLTE, E. Anthropogenic I-129 in the atmosphere: Overview over major sources, transport processes and deposition pattern. **Science of the Total Environment**, v. 408, n. 21, p. 5052-5064, 2010.

RIEDMILLER, M.; BRAUN, H. A direct adaptive method for faster backpropagation learning: The RPROP algorithm. In: Neural Networks, 1993, IEEE International Conference on. IEEE, 1993. p. 586-591

RIEDMILLER, M. Advanced supervised learning in multi-layer perceptrons-from backpropagation to adaptive learning algorithms. **Computer standards and interfaces**, v. 16, n. 3, p. 265-278, 1994.

ROCHEDO, E.R.R. **Avaliação de Impacto Radiológico Ambiental**. Rio de Janeiro: CPG/IRD, 2003.

ROCHEDO, E.R.R.; WASSERMAN M.A. Avaliação de Impacto Ambiental: uso de dados genéricos versus uso de valores específicos para o local. In: ENCONTRO NACIONAL DE APLICAÇÕES NUCLEARES, V. Rio de Janeiro, 2000.

ROWELL, D. L. **Soil science : methods and applications / David L. Rowell.** Harlow, Essex : New York: Longman Scientific & Technical ; Wiley, 1994.

SABBARESE C.; STELLATO L.; COTRUFO M.F.; D'ONOFRIO A.; ERMICE A.; TERRASI F.; ALFIERE S. Transfer of ^{137}Cs and ^{60}Co from irrigation water to a soil-tomato plant system. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 61, pp. 21-31, 2002.

SANTOS, A. K. G. D. **Aplicação de Redes Neurais Artificiais para a Previsão de Valores do Fator de Transferência Solo-Planta para ^{137}Cs .** 2016. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Nuclear). Instituto de Engenharia Nuclear, PPGIEN/CNEN, UFRJ, Rio de Janeiro-RJ, 2016.

SANTSCHI, P. H.; XU, C.; ZHANG, S.; SCHWEHR, K. A.; GRANDBOIS, R.; KAPLAN, D. I.; YEAGER, C. M. Iodine and plutonium association with natural organic matter: A review of recent advances. **Applied Geochemistry**, v. 85, p. 121-127, 2017.

SANTSCHI, P. H.; XU, C.; ZHANG, S.; SCHWEHR, K. A.; LIN, P.; YEAGER, C. M.; KAPLAN, D. I. Recent advances in the detection of specific natural organic compounds as carriers for radionuclides in soil and water environments, with examples of radioiodine and plutonium. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 171, p. 226-233, 2017.

SCHMIDT, A.; SCHNABEL, CH.; HANDL, J.; JAKOB, D.; MICHEL, R.; SYNAL, H. A.; LOPEZ, J. M.; SUTER, M. On the analysis of iodine-129 and iodine-127 in environmental materials by accelerator mass spectrometry and ion chromatography. **Science of The Total Environment**, v. 223, n. 2-3, p. 131-156, 1998.

SCHMITZ, K.; AUMANN, D. C. A study on the association of two iodine isotopes, of natural I-127 and of the fission product I-129, with soil components using a sequential extraction procedure. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry-Articles**, v. 198, n. 1, p. 229-236, 1995.

SCHIMMACK, W.; BUNZL, K.; ZELLES, L. Initial rates of migration of radionuclides from the Chernobyl fallout in undisturbed soils. **Geoderma**, v. 44, n. 2-3, p. 211-218, 1989.

SCHLEGEL, M. L.; REILLER, P.; MERCIER-BION, F.; BARRE, N.; MOULIN, V. Molecular environment of iodine in naturally iodinated humic substances: Insight from X-ray absorption spectroscopy. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 70, n. 22, p. 5536-5551, 2006.

SCHNEIDER, J. Cross validation. **A Locally Weighted Learning Tutorial Using Vizier**, v. 1, 1997.

SCHWEHR, K. A.; SANTSCHI, P. H.; KAPLAN, D. I.; YEAGER, C. M.; RINKMEYER, R. Organo-Iodine Formation in Soils and Aquifer Sediments at Ambient Concentrations. **Environmental Science & Technology**, v. 43, n. 19, p. 7258-7264, 2009.

SHEPPARD, S. C.; LONG, J. M.; SANIPELLI, B. Plant/soil concentration ratios for paired field and garden crops, with emphasis on iodine and the role of soil adhesion. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 101, n. 12, p. 1032-1037, 2010.

SHEPPARD, S. C.; SHEPPARD, M. I.; TAIT, J. C.; SANIPELLI, B. L. Revision and meta-analysis of selected biosphere parameter values for chlorine, iodine, neptunium, radium, radon and uranium. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 89, n. 2, p. 115-137, 2006a.

SHEPPARD, S. C.; SHEPPARD, M. I.; TAIT, J. C.; SANIPELLI, B. L. Corrigendum to "Revision and meta-analysis of selected biosphere parameter values for chlorine, iodine, neptunium, radium, radon and uranium. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 90, n. 2, p. 172, 2006b.

SHEPPARD, S. C. Interpolation of solid/liquid partition coefficients, K_d , for iodine in soils. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 70, n. 1, p. 21-27, 2003

SHEPPARD, S. C.; EVENDEN, W. G. Variation in transfer factors for stochastic models: Soil-to-plant transfer. **Health Physics**, v. 72, n. 5, p. 727-733, 1997.

SHEPPARD, M. I.; HAWKINS, J. L.; SMITH, P. A. Linearity of iodine sorption and sorption capacities for seven soils. **Journal of Environmental Quality**, v. 25, n. 6, p. 1261-1267, 1996.

SHEPPARD, M. I.; HAWKINS, J. L. Iodine and microbial interactions in an organic soil. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 29, n. 2, p. 91-109, 1995.

SHEPPARD, S. C.; EVENDEN, W. G. Toxicity of soil iodine to terrestrial biota, with implications for ^{129}I . **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 27, n. 2, p. 99-116, 1995.

SHEPPARD, M. I.; THIBAUT, D. H.; MCMURRY, J.; SMITH, P. A. Factors affecting the soil sorption of iodine. **Water Air and Soil Pollution**, v. 83, n. 1-2, p. 51-67, 1995.

SHEPPARD, M. I.; THIBAUT, D. H.; SMITH, P. A.; HAWKINS, J. L. Volatilization - a soil degassing coefficient for iodine. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 25, n. 3, p. 189-203, 1994.

SHEPPARD, S. C.; EVENDEN, W. G.; AMIRO, B. D. Investigation of the soil-to-plant pathway for I, Br, Cl and F. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 21, n. 1, p. 9-32, 1993/01/01/ 1993.

SHEPPARD, M. I.; THIBAUT, D. H. Chemical behavior of iodine in organic and mineral soils. **Applied Geochemistry**, v. 7, n. 3, p. 265-272, 1992.

SHEPPARD, W. H.; YOUNG, S. D.; WATTS, M. J.; ANDER, E. L.; BAILEY, E. H. Iodine dynamics in soils. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 77, p. 457-473, 2012.

SHIMAMOTO, Y. S.; TAKAHASHI, Y.; TERADA, Y. Formation of Organic Iodine Supplied as Iodide in a Soil-Water System in Chiba, Japan. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 6, p. 2086-2092, 2011.

SHINONAGA, T. et al. Transfer of iodine from soil to cereal grains in agricultural areas of Austria. **Science of the Total Environment**, v. 267, n. 1-3, p. 33-40, 2001.

SIASOU, E.; WILLEY, N. Inter-Taxa Differences in Iodine Uptake by Plants: Implications for Food Quality and Contamination. **Agronomy-Basel**, v. 5, n. 4, p. 537-554, 2015.

SIGNORE, A.; RENNA, M.; D'IMPERIO, M.; SERIO, F.; SANTAMARIA, P. Preliminary Evidences of Biofortification with Iodine of "Carota di Polignano," An Italian Carrot Landrace. **Frontiers in Plant Science**, v. 9, 2018.

SILVEIRA, M. L. A. **Extração sequencial e especialização iônica de zinco, cobre e cádmio em latossolos tratados com bio sólido**. Tese (Doutorado em Agronomia) USALQ/USP, Piracicaba-SP, 2002. 166 p.

SMOLEN, S.; LEDWOZYW-SMOLEN, I.; SADY, W. The role of exogenous humic and fulvic acids in iodine biofortification in spinach (*Spinacia oleracea* L.). **Plant and Soil**, v. 402, n. 1-2, p. 129-143, 2016.

SMOLEN, S.; LEDWOZYW-SMOLEN, I.; SADY, W. Iodine biofortification of spinach by soil fertigation with additional application of humic and fulvic acids. **New Zealand Journal of Crop and Horticultural Science**, v. 45, n. 4, p. 233-250, 2017.

SMOLEN, S. et al. Iodine and selenium biofortification of lettuce (*Lactuca sativa* L.) by soil fertilization with various compounds of these elements. **Acta Scientiarum Polonorum-Hortorum Cultus**, v. 15, n. 5, p. 69-91, 2016.

SMOLEN, S.; KOWALSKA, I.; CZERNICKA, M.; HALKA, M.; KESKA, K.; SADY, W. The quality of carrot (*Daucus carota* L.) cultivated in the field depending on iodine and selenium fertilization. **Folia Horticulturae**, v. 28, n. 2, p. 151-164, 2016.

SMOLEN, S.; SKOCZYLAS, L.; LEDWOZYW-SMOLEN, L.; RAKOCZY, R.; KOPEC, A.; PIACKOWSKA, E.; BIEZANOWSKA-KOPEC, R.; KORONOWICZ, A.; KAPUSTA-DUCH, J. Biofortification of Carrot (*Daucus carota* L.) with Iodine and Selenium in a Field Experiment. **Frontiers in Plant Science**, v. 7, 2016.

SMYTH, D.; JOHNSON, C. C. Distribution of iodine in soils of Northern Ireland. **Geochemistry-Exploration Environment Analysis**, v. 11, n. 1, p. 25-39, 2011.

SODERLUND, M.; VIRKANEN, J.; AROMAA, H.; GRACHEVA, N.; LEHTO, J. Sorption and speciation of iodine in boreal forest soil. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 311, n. 1, p. 549-564, 2017

SOUSA, M. R. D.; RIBEIRO, A. L. P. Revisão sistemática e meta-análise de estudos de diagnóstico e prognóstico: um tutorial. **Arquivos Brasileiros de Cardiologia**, v. 92, p. 241-251, 2009.

SPOSITO, G. **The Surface Chemistry of Soils**. New York. Oxford University Press, 1984.

STEINBERG, S. M.; KIMBLE, G. M.; SCHMETT, G. T.; EMERSON, D. W.; TURNER, M. F.; RUDIN, M. Abiotic reaction of iodate with sphagnum peat and other natural organic matter. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 277, n. 1, p. 185-191, 2008.

STEINBERG, S. M.; BUCK, B.; MORTON, J.; DORMAN, J. The speciation of iodine in the salt impacted Black Butte soil series along the Virgin river, Nevada, USA. **Applied Geochemistry**, v. 23, n. 12, p. 3589-3596, 2008.

STREBL, F.; EHLKEN, S.; GERZABEK, M. H.; KIRCHNER, G. Behaviour of radionuclides in soil/crop systems following contamination. **Radioactivity in the Environment**, v. 10, p. 19-42, 2007.

SUTCLIFFE, J.F.; BAKER, D.A. **As plantas e os Sais Minerais**. v. 33. Editora Pedagógica e Universitária Ltda, 1989. 80 p.

TAKEDA, A.; TSUKADA, H.; TAKAHASHI, M.; TAKAKU, Y.; HISAMATSU, S. Changes in the chemical form of exogenous iodine in forest soils and their extracts. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 167, n. 1-3, p. 181-6, 2015.

TAKEDA, A.; TSUKADA, H.; TAKAKU, Y.; HISAMATSU, S. Effect of aging on availability of iodine in grassland soil collected in Rokkasho, Japan. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 303, n. 2, p. 1191-1195, 2015.

TANAKA, K.; TAKAHASHI, Y.; SAKAGUCHI, A.; UMEO, M.; HAYAKAWA, S.; TANIDA, H.; SAITO, T.; KANAI, Y. Vertical profiles of Iodine-131 and Cesium-137 in soils in Fukushima Prefecture related to the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station Accident. **Geochemical Journal**, v. 46, n. 1, p. 73-76, 2012.

TAO, Z. Y.; DONG, W. M.; DU, J. Z.; GUO, Z. J. Sorption and desorption of radioiodine on calcareous soil and its solid components. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry-Letters**, v. 214, n. 2, p. 147-157, 1996.

THIESSEN, K. M.; NAPIER, B. A.; FILISTOVIC, V.; HOMMA, T.; KANYÁR, B.; KRAJEWSKI, P.; KRYSHEV, A. I.; NEDVECKAITE, T.; NÉNYEI, A.; SAZYKINA, T. G.; TVETEN, U.; SJÖBLOM, K. L.; ROBINSON, C. Model testing using data on ¹³¹I released from Hanford. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 84, n. 2, p. 211-224, 2005.

TOURNASSAT, C.; GAUCHER, E. C.; FATTAHI, M.; GRAMBOW, B. On the mobility and potential retention of iodine in the Callovian-Oxfordian formation. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 32, n. 8-14, p. 539-551, 2007.

UNNO, Y.; TSUKADA, H.; TAKEDA, A.; TAKAKU, Y.; HISAMATSU, S. Soil-soil solution distribution coefficient of soil organic matter is a key factor for that of radioiodide in surface and subsurface soils. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 169-170, p. 131-136, 2017.

VAN BERGEIJK, K. E.; NOORDIJK, H.; LEMBRECHTS, J.; FRISSEL, M. J. Influence of pH, soil type and soil organic matter content on soil-to-plant transfer of radiocesium and strontium as analyzed by a nonparametric method. **Journal Environment Radioactivity**, v.15, pp. 265-276, 1992.

VELASCO, H.; AYUB, J. J.; SANSONE, U. Influence of crop types and soil properties on radionuclide soil-to-plant transfer factors in tropical and subtropical environments. **Journal of environmental radioactivity**, v. 100, n. 9, p. 733-738, 2009.

WANG, X. K.; DONG, W. M.; GUO, Z. J.; GAO, H. B.; DU, J. Z.; TAO, Z. Y. Adsorption and desorption of radioiodine in a calcareous soil. **Adsorption Science & Technology**, v. 19, n. 9, p. 711-719, 2001.

WASSERMAN, M. A. V.; BERESFORD, N.A.; LAPA, C.M.F.; MOL, A.C.A.; PEREIRA, C.M.N.A.; SANTOS, A.K.G.; SILVA, B.N. Evaluating the use of artificial neural network to forecast ⁹⁰Sr soil to plant transfer factor based on soil properties. 37th Annual Co-ordinating Group on Environmental Radioactivity (COGER) Meeting, 2018, Manchester, UK. p.1

WASSERMAN, M. A.; VIANA, A. G.; BARTOLY, F.; PÉREZ, D. V.; ROCHEDO, E. R.; WASSERMAN, J. C.; CONTI C. C.; VIVONE, R. J. M. Bio-geochemical behavior of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs in tropical soil. **Radioprotection**, v. 40, n. 1 pp.135-142, 2005.

WASSERMAN, M.A; PEREZ, D.V.; BARTOLY, F. Biogeochemical Behavior of ¹³⁷Cs and ⁶⁰Co in Tropical Soils. in: **Radioprotection Colloques - The Radioecology-Ecotoxicology Of Terrestrial And Estuarine Environments**, v. 1, 37, F. Bréchnignac, pp. 277-282. 2002.

WASSERMAN, M. A.; PEREZ, D.V.; BARTOLY, F.; POQUET, I. Assessment of the mobility and bioavailability of ⁶⁰Co and ¹³⁷Cs in contaminated soils. In: V Regional Congress on Radiation Protection and Safety - Regional Irpa Congress, Pernambuco, 2001.

WATTS, M. J.; MITCHELL, C. J. A snapshot of environmental iodine and selenium in La Pampa and San Juan provinces of Argentina. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 107, n. 2, p. 87-93, 2010.

WATTS, M. J.; MITCHELL, C. J. A pilot study on iodine in soils of Greater Kabul and Nangarhar provinces of Afghanistan. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 31, n. 4, p. 503-509, 2009.

WENG, H. X. ; HONG, C. L.; YAN, A. L.; JI, Z. Q. Biogeochemical transport of iodine and its quantitative model. **Science China-Earth Sciences**, v. 56, n. 9, p. 1599-1606, 2013.

WENG, H. X.; YAN, A. L.; HONG, C. L.; QIN, Y. C.; PAN, L. H.; XIE, L. L. Biogeochemical transfer and dynamics of iodine in a soil-plant system. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 31, n. 3, p. 401-411, 2009.

WHITEHEAD, D. C. The distribution and transformations of iodine in the environment. **Environment International**, v. 10, n. 4, p. 321-339, 1984.

WISZNIEWSKA, A.; HANUS-FAJERSKA, E.; MUSZYŃSKA, E.; CIARKOWSKA, K. Natural Organic Amendments for Improved Phytoremediation of Polluted Soils: A Review of Recent Progress. **Pedosphere**, v. 26, n. 1, p. 1-12, 2016.

XAVIER, A. M.; MORO, J. T.; HEILBRON, P. F. Princípios básicos de segurança e proteção radiológica. **UFRGS, 3ª Edição**, 2006.

XU, S.; COOK, G. T.; CRESSWELL, A. J.; DUNBAR, E.; FREEMAN, SPHT; HOU, X. L.; KINCH, H.; NAYSMITH, P.; SANDERSON, D. W. C.; ZHANG, L. Y. Carbon, cesium and iodine isotopes in Japanese cedar leaves from Iwaki, Fukushima. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 310, n. 2, p. 927-934, 2016.

XU, C.; ZHANG, S.; SUGIYAMA, Y.; OHTE, N.; HO, YI-F.; FUJITAKE, N.; KAPLAN, D. I.; YEAGER, C. M.; SCHWEHR, K.; SANTSCHI, P. H. Role of natural organic matter on iodine and ^{239,240}Pu distribution and mobility in environmental samples from the northwestern Fukushima Prefecture, Japan. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 153, p. 156-166, 2016.

XU, C.; CHEN, H.; SUGIYAMA, Y.; ZHANG, S.; LI, H. P.; HO, Y. F.; CHUANG, C. Y.; SCHWEHR, K. A.; KAPLAN, D. I.; YEAGER, C.; ROBERTS, K. A.; HATCHER, P. G.; SANTSCHI, P. H. Novel molecular-level evidence of iodine binding to natural organic matter from Fourier transform ion cyclotron resonance mass spectrometry. **Science of the Total Environment**, v. 449, p. 244-52, 2013.

XU, C.; ZHONG, J. Y.; HATCHER, P. G.; ZHANG, S. J.; LI, H. P.; HO, Y. F.; SCHWEHR, K. A.; KAPLAN, D. I.; ROBERTS, K. A.; BRINKMEYER, R.; YEAGER, C. M.; SANTSCHI, P. H. Molecular environment of stable iodine and radioiodine (I-129) in natural organic matter: Evidence inferred from NMR and binding experiments at environmentally relevant concentrations. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 97, p. 166-182, 2012.

XU, C.; MILLER, E. J.; ZHANG, S. J.; LI, H. P.; HO, Y. F.; SCHWEHR, K. A.; KAPLAN, D. I.; OTOSAKA, S.; ROBERTS, K. A.; BRINKMEYER, R.; YEAGER, C. M.; SANTSCHI, P. H. Sequestration and remobilization of radioiodine (¹²⁹I) by soil organic matter and possible consequences of the remedial action at Savannah River Site. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 23, p. 9975-83, 2011a.

YAMADA, H.; KIRIYAMA, T.; ONAGAWA, Y.; HISAMORI, I.; MIYAZAKI, C.; YONEBAYASHI, K. Speciation of iodine in soils. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 45, n. 3, p. 563-568, 1999.

YAMAGUCHI, N.; NAKANO, M.; TAKAMATSU, R.; TANIDA, H. Inorganic iodine incorporation into soil organic matter: evidence from iodine K-edge X-ray absorption near-edge structure. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 101, n. 6, p. 451-457, 2010.

YAMASAKI, S.; TAKEDA, A.; WATANABE, T.; TAGAMI, K.; UCHIDA, S.; TAKATA, H.; MAEJIMA, Y.; KIHOU, N.; TSUCHIYA, N. Bromine and iodine in Japanese soils determined with polarizing energy dispersive X-ray fluorescence spectrometry. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 61, n. 5, p. 751-760, 2015.

YOSHIDA, S.; MURAMATSU, Y.; UCHIDA, S. Studies on the sorption of I-(iodide) and IO₃-(iodate) onto Andosols. **Water Air and Soil Pollution**, v. 63, n. 3-4, p. 321-329, 1992.

YU, H.; KONG, B.; DU, R. X.; SHI, Z. M.; HE, Z. W. The distribution characteristics of halogen elements in soil under the impacts of geographical backgrounds and human disturbances. **Geoderma**, v. 305, p. 236-249, 2017.

YU, K. N.; CHEUNG, T.; LUO, D. L.; LI, M. F. Factors affecting uptake of ¹³¹I in Chinese white cabbage (*Brassica Chinensis* Linn). **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 49, n. 2, p. 209-216, 2000.

YU, Z. S.; WARNER, J. A.; DAHLGREN, R. A.; CASEY, W. H. Reactivity of iodide in volcanic soils and noncrystalline soil constituents. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 60, n. 24, p. 4945-4956, 1996.

YUITA, K.; KIHOU, N. Behavior of iodine in a forest plot, an upland field, and a paddy field in the upland area of Tsukuba, Japan: Vertical distribution of iodine in soil horizons and layers to a depth of 50 m. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 51, n. 4, p. 455-467, 2005.

YUITA, K.; KIHOU, N.; YABUSAKI, S.; TAKAHASHI, Y.; SAITOH, T.; TSUMURA, A.; ICHIHASHI, H. Behavior of iodine in a forest plot, an upland field and a paddy field in the upland area of Tsukuba, Japan. Iodine concentration in precipitation, irrigation water, ponding water and soil water to a depth of 2.5 m. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 51, n. 7, p. 1011-1021, 2005.

YUITA, K. Dynamics of iodine, bromine, and chlorine in soil .2. Chemical forms of iodine in soil solutions. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 38, n. 2, p. 281-287, 1992.

YUITA, K.; TANAKA, T.; ABE, C.; ASO, S. Dynamics of iodine, bromine, and chlorine in soil .1. Effect of moisture, temperature, and pH on the dissolution of the triad from soil. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 37, n. 1, p. 61-73, 1991.

ZHANG, D.; LU, L.; LU, T.; JIN, M. Q.; LIN, J.; LIU, X. Y.; ZHAO, H. T. Application of a rice husk-derived biochar in soil immobilization of iodide (I⁻) and iodate (IO₃⁻). **Journal of Soils and Sediments**, v. 18, n. 4, p. 1540-1547, 2018.

ZHANG, L. Y.; HOU, X. L. Speciation analysis of I-129 and its applications in environmental research. **Radiochimica Acta**, v. 101, n. 8, p. 525-540, 2013.

ZHANG, L.; ZHOU, W.; HOU, X.; CHEN, N.; LIU, Q.; HE, C.; FAN, Y.; LUO, M.; WANG, Z.; FU, Y. Level and source of ¹²⁹I of environmental samples in Xi'an region, China. **Science of the Total Environment**, v. 409, n. 19, p. 3780-3788, 2011.

ZHU, Y. G.; HUANG, Y. Z.; HU, Y.; LIU, Y. X. Iodine uptake by spinach (*Spinacia oleracea* L.) plants grown in solution culture: effects of iodine species and solution concentrations. **Environment International**, v. 29, n. 1, p. 33-37, 2003.

ZHU, Y.G.; SHAW, G. Soil contamination with radionuclides and potential remediation. **Chemosphere**, 41, pp. 121-128, 2000.

ANEXO A - ESTUDO DOS PRINCIPAIS INDICADORES EDAFOLÓGICOS DA TRANSFERÊNCIA SOLO-PLANTA PARA O IODO - ARTIGO ACEITO PARA PUBLICAÇÃO PELA REVISTA BRAZILIAN JOURNAL OF RADIATION SCIENCES EM 03/09/18. PUBLICADO NO VOL.6, NO 3 (2018).

Estudo dos principais indicadores edafológicos da transferência solo-planta para o iodo

F. Bartoly^a, M.A.V. Wasserman^b, M.M. da Silva^a, P.A. de Lima^b

^a Programa de Pós-Graduação em Radioproteção e Dosimetria / Instituto de Radioproteção e Dosimetria.

CEP 22783-127, Rio de Janeiro – RJ, Brasil

^b SETER/ Instituto de Engenharia Nuclear. CEP 21941-972, Rio de Janeiro, RJ, Brasil

mwasserman@ien.gov.br

RESUMO

Os modelos radioecológicos computacionais utilizados para fins de segurança ambiental dependem de valores de parâmetros nem sempre disponíveis com a especificidade ambiental requerida. Dentro do cenário agrícola, o fator de transferência solo-planta (F_v) é uma informação crucial para a avaliação do risco radiológico devido à ingestão de alimentos. A transferência solo-planta está diretamente relacionada com a fenologia e fisiologia das plantas, propriedades dos solos e propriedades físico-químicas dos radionuclídeos. Este trabalho teve por objetivo identificar, através da revisão sistemática da literatura, as propriedades dos solos que afetam os valores de F_v para o iodo, e, a partir dessas, propor indicadores edafológicos potencialmente capazes de prever valores de F_v através do uso de ferramentas de inteligência artificial. A análise da literatura permitiu selecionar o teor de matéria orgânica e o pH dos solos como potenciais indicadores edafológicos de valores de F_v . Apesar do número considerável de artigos publicados sobre o tema, foram levantados e estruturados em um banco de dados somente 135 valores de F_v para o iodo, que puderam ser associados à pelo menos uma propriedade do solo. Desse banco de dados, somente 2 conjuntos de aprendizado (“learning sets”) puderam ser estruturados para o treinamento de uma rede neural artificial, e somente para o ^{125}I : um para trigo ($n=38$) e outro para alface ($n=14$). Esse resultado aponta que os registros de valores F_v para o iodo, não reportam as informações ambientais adequadas para a análise desse parâmetro, sendo que a maioria das informações disponíveis na literatura foram restritas a solos de clima temperado.

Palavras-chave: matéria orgânica, iodo, pH

ABSTRACT

Computational radioecological models used for environmental safety purposes depend on parameter values not always available with the required environmental specificity. Within the agricultural scenario, the soil-plant transfer factor (F_v) is a crucial information for the evaluation of the radiological risk due to the ingestion of food. The soil-plant transfer is directly related to plant phenology and physiology, soil properties and physicochemical properties of radionuclides. The objective of this work was to identify, through the systematic review of the literature, the soil properties that affect iodine F_v values and, from these, to propose its potential soil indicators to forecast F_v values by artificial intelligence tools. The literature review allowed to select the organic matter content and the pH of the soils as potential soil indicators of F_v values. Despite the abundant literature on the subject, only 135 F_v values for iodine could be associated with at least one soil property that were collected and structured in a database. From this database, only 2 learning sets were structured for training of an artificial neural network and, only for ^{125}I : one for wheat ($n = 38$) and one for lettuce ($n = 14$). This result indicates that the records of F_v values do not report the adequate environmental information for the analysis of this parameter, and all information was restricted to temperate or subtropical climate soils.

Key words: organic matter, iodine, pH.

1 - INTRODUÇÃO

A transferência de radionuclídeos do solo para as plantas determina a extensão da contaminação e, conseqüentemente, o risco de exposição radioativa da população devido à ingestão de alimentos. Os modelos radioecológicos computacionais utilizados para fins de segurança ambiental dependem de dados nem sempre disponíveis com a especificidade ambiental requerida. Dentro do cenário agrícola, o fator de transferência solo-planta (F_v) é uma informação crucial para a avaliação do risco radiológico devido à ingestão de alimentos e constitui um bom exemplo em sua especificidade ambiental [1]. O F_v relaciona a concentração do radionuclídeo na parte comestível da planta (Bq kg^{-1} em peso seco), com a concentração presente no solo (Bq kg^{-1} em peso seco) [2]. A transferência solo-planta está diretamente relacionada com a fenologia e fisiologia das plantas, propriedades dos solos e propriedades físico-químicas dos radionuclídeos. Assim, diferentes tipos de solos, plantas e níveis de tecnologias envolvidas na produção agrícola, resultam em uma grande dispersão de valores F_v medidos para um dado radionuclídeo. Dependendo das propriedades do solo e do

tempo decorrido após a contaminação, um mesmo radionuclídeo pode apresentar valores de F_v com até 5 ordens de magnitude de diferença para um mesmo vegetal (ou grupo de vegetais), como já observado para o ^{137}Cs em cereais [3; 4]. Estudos radioecológicos realizados, relativos ao F_v de radionuclídeos (^{137}Cs e ^{90}Sr), apontam que parâmetros pedológicos explicam consideravelmente o comportamento dos mesmos no sistema solo-planta. Foi observado que valores de F_v para ^{137}Cs determinados em solos brasileiros, podem ser duas ordens de grandeza superiores aos valores de F_v para cereais, medidos em solos europeus afetados pelo acidente de Chernobyl. Desse modo, o uso de valores F_v genéricos ou valores de referência propostos pela IAEA [2], em substituição à valores regionais, pode subestimar ou superestimar riscos. No entanto, a extensão e amplitude de ação das propriedades dos solos ainda permanecem desconhecidos para muitos radionuclídeos [5].

Nas primeiras semanas após o acidente de Chernobyl, o ^{131}I foi o principal contribuinte de dose para a população na Bielorrússia, Rússia e Ucrânia em função da sua elevada concentração no leite consumido [6; 7]. O mais recente acidente nuclear de Fukushima (2011) também promoveu a liberação de iodo nos ecossistemas [8].

Além das liberações acidentais proveniente de reatores nucleares, o isótopo ^{129}I também pode ser encontrado no meio ambiente oriundo dos testes nucleares e por atividades industriais rotineiras, como as instalações de reprocessamento do combustível nuclear [7; 8; 9; 10; 11; 12; 13; 14]. Esta grande quantidade de ^{129}I liberado no meio ambiente pela atividade nuclear humana, promoveu uma elevação da relação $^{129}\text{I} / ^{127}\text{I}$ em pelo menos duas ordens de grandeza em comparação com os valores naturais [15];[8]. Muito dos radionuclídeos liberados no meio ambiente em função destes testes, podem ser encontrados nos solos e nos alimentos de todo o mundo [16]. Atualmente, o reprocessamento do combustível nuclear é a principal fonte do ^{129}I artificial no meio ambiente.

O iodo é um elemento essencial para o corpo humano e para os animais [17]. É conhecido por ser concentrado na glândula tireoide, e sua presença dentro do organismo é necessária para a síntese de hormônios responsáveis pelo controle do metabolismo e o seu equilíbrio [18]. Portanto, do ponto de vista da radioproteção, o conhecimento do comportamento deste elemento no meio ambiente, principalmente no ecossistema terrestre é imprescindível para avaliar doses.

Este trabalho teve por objetivo identificar, através da revisão sistemática da literatura, as propriedades dos solos que afetam os valores de F_v para o iodo e, a partir dessas, propor

indicadores edafológicos potencialmente capazes de prever valores de F_v , através do uso de ferramentas de inteligência artificial.

2 - MATERIAIS E MÉTODOS

Denomina-se revisão sistemática da literatura, a revisão planejada por métodos sistemáticos, que visa identificar, selecionar e avaliar criticamente estudos relevantes sobre uma questão claramente formulada [19]. Para o processo de revisão sistemática deste estudo, os seguintes passos foram estabelecidos:

2.1 Foco da Pesquisa:

O objetivo dessa pesquisa foi levantar as propriedades dos solos que afetam o comportamento do iodo em solos e elaborar um conjunto de aprendizado (“*learning set*”) para ferramentas de IA, através de valores de F_v para o iodo disponíveis na literatura.

2.2 Processo de busca:

Para o foco da pesquisa, foram consultadas inicialmente as seguintes Bases de Dados eletrônicas: Web of Science core collection (<http://apps.webofknowledge.com>; última visualização em 09/05/2018) e Periódico Capes (<http://www.periodicos.capes.gov.br>; última visualização em 09/05/2018). A base de dados do portal Periódico Capes, embora menos abrangente que a Web of Science, possui várias coleções relevantes para o tema, dentre elas: MEDLINE/PubMed; AGRIS (United Nations, Food and Agriculture Organization), ScienceDirect Journals (Elsevier) e SpringerLink. Foram revisadas as listas de referência e resumos disponíveis para triar estudos potencialmente relevantes. Adicionalmente, foi realizada a busca manual por referências citadas nos artigos relevantes, o que conduziu a alguns artigos anteriores ao período de busca (a partir de 1986), bem como a inclusão de alguns relatórios técnicos, em função da disponibilidade de valores de F_v . A busca englobou os estudos mais relevantes para os focos de interesse e algumas outras abordagens ambientais genéricas e introdutórias ao estudo. A palavra chave usada para esta pesquisa no idioma em inglês foi: “*iodine*soil*” e o período de busca eletrônica selecionado foi após o ano de 1986.

2.3 Critérios de inclusão e exclusão:

Para a revisão bibliográfica, com o intuito de identificar os indicadores edafológicos do iodo, foram utilizados somente os artigos que abordavam os processos biogeoquímicos relacionados a origem, destino e comportamento do iodo no sistema solo-planta. Artigos especificamente relacionados aos processos de deposição foliar e translocação do iodo no interior da planta, avaliação de procedimentos analíticos, avaliação de dose e impactos na saúde, transferência para animais e alimentos de origem animal, ambientes aquáticos e processos hidrogeoquímicos, processos atmosféricos e processos geológicos foram excluídos.

Para a inclusão de valores de F_v no banco de dados, foram utilizados os seguintes critérios:

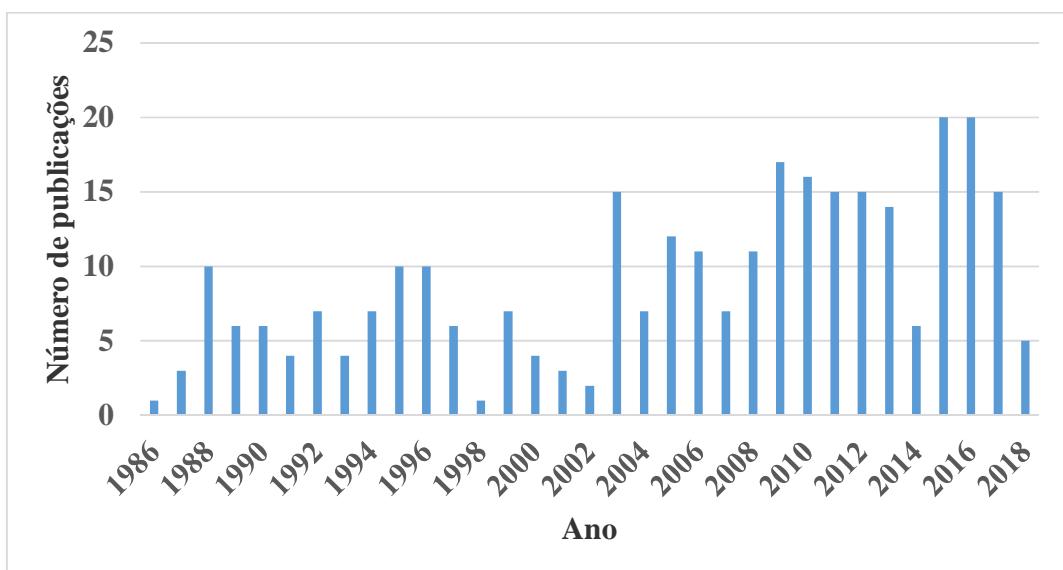
- Considerar valores de F_v provenientes de estudos *in situ* e estudos experimentais, desde que os procedimentos metodológicos estivessem em acordo com os critérios estabelecidos pela União Internacional de Radioecologistas (IUR), para a determinação de valores de F_v .
- Considerar valores de F_v que continham pelo menos uma propriedade físico-química do solo subjacente.

Ao citar os valores das referências, foi relatado o número de dígitos significativos utilizados pelos autores originais. Os dados aceitos foram reunidos em uma planilha Excel. O banco de dados bibliográfico foi organizado em Endnote.

3 - RESULTADOS E DISCUSSÕES

De acordo com o levantamento bibliográfico realizado, notou-se um significativo aumento do estudo do iodo no sistema solo-planta após 2002 (Figura 1).

Figura 1: *Distribuição do número de publicações por ano, após o acidente de Chernobyl.*



Possivelmente, a atribuição do aumento do número de casos de câncer na tireoide, observados em crianças expostas ao fallout do acidente de Chernobyl, relatado em 1992 [20], associado à necessidade de se avaliar o impacto ambiental do ^{129}I liberado de instalações nucleares e ao reconhecimento pela ICCIDD (International Council for the Control of Iodine Deficiency Disorders) em 1999, de que a deficiência do iodo estável na alimentação, tornou-se uma ameaça para o desenvolvimento econômico e social de muitos países, justificam o crescente interesse no comportamento deste elemento no sistema solo-planta. Os valores de F_v para o iodo estável (^{127}I) observados na Tabela 1, especificados em biofortificação, apontam o aumento da preocupação com o déficit da ingestão deste elemento pela população. Além disso, selecionando o número de artigos revisados com valores de F_v solo-planta por tipo de iodo, foi observado apenas um artigo abordando valores para o ^{131}I . Provavelmente, esta análise restrita, ocorre em função da meia vida do ^{131}I ser de aproximadamente 8 dias, e os estudos relacionados a dose por ingestão de plantas contaminadas por este tipo de iodo, estão muito mais relacionados com a deposição atmosférica foliar (transferência ar-planta). Os valores de F_v gerados, através de contaminação artificial com o iodo, têm como destaque, o uso do isótopo ^{125}I , que tem sido usado como radiotraçador. Já os estudos com o ^{129}I também foram bem relevantes.

Tabela 1. Número de artigos revisados com valores de F_v solo-planta por tipo de iodo

Tipo de iodo	Total de F_v	Número de artigos
^{125}I	170	8

¹²⁷ I	105	10
¹²⁹ I	81	5
¹³¹ I	6	1
I não especificado	3	1

Possivelmente, as altas concentrações de ¹²⁹I de origem antropogênica no meio ambiente, somado a uma meia vida de aproximadamente 15,7 milhões de anos, estabelece a necessidade do conhecimento do seu comportamento geoquímico e possíveis fitodisponibilidade.

A Tabela 2 apresenta os principais temas abordados nos 309 artigos selecionados. Esta distribuição reforça a predominância de estudos que geram subsídios para a compreensão dos impactos do iodo no ambiente e na saúde humana, em decorrência do reprocessamento do combustível nuclear apontados em migração e rejeitos, por exemplo; e de sua deficiência em alimentos, observados nos artigos que tratavam de biofortificação.

Tabela 2. Número de artigos revistos, distribuídos por seus principais temas abordados.

Assunto	Número de artigos
Mecanismos de sorção	89
Absorção radicular; fator de transferência solo/planta	35
Chernobyl	34
Fukushima	25
Biofortificação	32
Migração	28
Rejeitos	27
Saúde humana	17
Toxicidade	15
Microrganismos	11
Remediação	8
Técnicas analíticas (Fora do tema)	3

As revistas que concentram mais de 1/3 das publicações são: a Journal of Environmental Radioactivity (62), Science of the Total Environment (18), Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry (14) e Soil Science and Plant Nutrition (9).

3.1 Propriedades dos solos relevantes para a compreensão da dinâmica do iodo no sistema solo-planta.

O aumento da concentração do iodo de origem antropogênica no ambiente terrestre, seja através de acidentes em usinas nucleares, testes atômicos e devido às liberações de

rotinas das indústrias de reprocessamento, têm sido responsáveis pelo aumento da concentração do iodo nos solos. No entanto, uma vez no solo, algumas propriedades demonstraram ser relevantes para explicar o comportamento do iodo, interferindo diretamente na sua fitodisponibilidade. Portanto, buscou-se na literatura, as propriedades dos solos com maior relevância para os mecanismos de retenção e mobilidade do iodo neste ambiente. A Tabela 3, apresenta as propriedades dos solos que mais se destacaram nesta revisão como relevantes para a compreensão da dinâmica do iodo no sistema solo-planta, com o seu respectivo quantitativo de artigos que abordavam o tema, dentro do período da pesquisa (após 1986), destacando-se algumas referências (últimos cinco anos). De acordo com essa Tabela, verifica-se que a matéria orgânica foi a mais representativa, e seu papel está associado como um dos principais responsáveis pela retenção do iodo nos solos. No entanto, ela não foi a única fração responsável pela dinâmica do iodo. A textura, ou seja; a quantidade de argila e coloides dos solos, assim como os óxidos e hidróxidos de Fe e Al influenciam a capacidade de adsorção do iodo nos solos. O pH o Eh e os microrganismos, influenciam nas espécies químicas do iodo presentes no solo.

Tabela 3. Propriedades dos solos referenciadas como relevantes para a compreensão da dinâmica do iodo no sistema solo-planta.

Propriedades relevantes do solo	Total de artigos que abordavam a propriedade	Referências (últimos 5 anos)
Matéria Orgânica	135	[21];[22];[23];[24];[25];[26];[27];[28];[29];[30];[31];[32];[33];[34];[35];[36];[37];[38];[39];[40];[41];[42];[43];[44];[45];[46];[47];[48];[49];[50]; [51];[52];[53]
pH	92	[21];[22];[54];[24];[25];[27];[28];[29];[31];[33];[34];[35];[36];[37];[38];[39];[40];[55];[41];[43];[45];[46];[47];[56];[48];[49];[50];[51];[53].
Eh	35	[21];[24];[25];[27];[28]; [30];[31];[35];[36];[37];[55];[44];[45];[47];[56];[48];[49];[53].
Textura	53	[21];[22];[23];[24];[28];[34];[35];[36];[38];[40];[55];[41];[44];[45];[47];[48];[50];[51].
Mineralogia	56	[21];[23];[24];[25];[27];[32];[39];[41];[43];[47];[48];[51];[52]

3.2. Avaliação dos potenciais indicadores pedológicos da fitodisponibilidade do iodo.

3.2.1 A Matéria Orgânica do Solo

Muitos trabalhos existentes na literatura, evidenciam que a retenção do iodo é influenciada pelo conteúdo de matéria orgânica dos solos [39; 57; 58; 59]. Na maioria dos solos, o teor de matéria orgânica varia de 0,5 a 5,0% nos horizontes minerais superficiais, podendo apresentar valores mais elevados em solos orgânicos [60]. A matéria orgânica do solo (MOS) refere-se a todos os compostos que contêm carbono orgânico no solo, incluindo microrganismos vivos e mortos, resíduos de plantas e animais parcialmente decompostos, produtos de sua decomposição e substâncias orgânicas microbiologicamente e/ou quimicamente alteradas [60].

Apesar de estar em pequenas quantidades, quando comparada com a fração mineral, a matéria orgânica no solo é de extrema importância para os sistemas de produção agrícola devido aos diversos efeitos que produz nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo e por seu efeito no crescimento e desenvolvimento das plantas. Nos perfis de solo, os níveis mais altos de iodo são frequentemente encontrados nas camadas superficiais, onde também é maior o conteúdo orgânico. A vegetação viva presente no solo, também pode reter o iodo que poderia ser carregado pelas chuvas. Posteriormente, quando esta vegetação morre, este elemento estará contido nesta matéria orgânica fresca, podendo se tornar gradativamente disponível no solo [61]. Contudo, a decomposição desta vegetação, para formar a matéria orgânica do solo, aumenta a capacidade de fixar o iodo no solo.

Solos classificados com baixo teor de matéria orgânica, como os Podzols, por exemplo, são geralmente pobres em iodo; enquanto os Chernozems e os Solos de Turfa, com elevado teor de matéria orgânica, são ricos em iodo [61]. Os níveis de iodo nos Solos de Turfa são mais altos nas camadas orgânicas (horizonte O) e muito mais baixos nos horizontes subsequentes. Nos Podzols, o iodo irá se acumular no material orgânico presente no horizonte A; e, no horizonte B, estará associado aos óxidos de ferro e alumínio [62; 63].

A boa correlação do iodo com a matéria orgânica da superfície dos solos também pode ser explicada considerando que a maior parte deste elemento no solo é originado da atmosfera

e não das rochas mães. Portanto, as camadas superficiais dos solos costumam ter as maiores concentrações de iodo retido pela matéria orgânica, enquanto as camadas mais profundas, terão uma menor quantidade ou até mesmo nenhuma entrada de iodo.

O iodo no solo pode ser encontrado em várias formas químicas. Muitos estudos têm apontado, que o iodo na forma de iodeto (I^-), forma uma ligação com o material orgânico do solo [62]. A ligação do iodo com a matéria orgânica dos solos, ocorre em pH inferior a 6,9 [62].

Com base nos principais estudos que abordam a influência da matéria orgânica na dinâmica do iodo, espera-se que a mesma influencie de modo significativo os valores de F_v medidos em um solo, e, por essa razão, será considerada uma informação crucial para a previsão desses valores para o iodo.

3.2.2 Os componentes minerais: textura e composição

A capacidade de adsorção do iodo em solos também parece depender da quantidade de argila e coloides presentes [61]. Fuge e Johnson [61] em um trabalho de revisão sobre o iodo, apontaram que alguns autores observaram solos argilosos com altos teores deste elemento; e outros, relatando a presença de uma grande concentração de iodo, em solos ricos em óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio. Whitehead [61] em um trabalho de distribuição e transformação do iodo no meio ambiente, apontou os óxidos de alumínio como os mais importantes na retenção do iodo nos solos, com valores de pH acima de 4,8. A fração coloidal do solo carrega uma carga negativa, o que normalmente repele os ânions. No entanto, a sorção de ânions nos solos, ocorre de forma particular e sob condições ácidas.

Existem algumas evidências de que a sorção do iodo por óxidos de ferro e alumínio ocorrem mais para iodato (IO_3^-) do que para iodeto (I^-) [62]. Esses resultados apontam que essas propriedades são relevantes para explicar a concentração do iodo e seu background. No entanto, os efeitos na dinâmica do iodo, parecem mais associados ao efeito das condições físico-químicas do ambiente sobre esses componentes, associado às cargas elétricas em suas superfícies. Por essa razão, não serão considerados bons indicadores de fitodisponibilidade para a previsão de valores de F_v .

3.2.3 O pH

O pH é um dos principais fatores que regula o comportamento e a biodisponibilidade dos radionuclídeos nos solos, pois interfere diretamente nos mecanismos de sorção e dessorção. Isso acontece porque muitas partículas inorgânicas e orgânicas do solo podem apresentar cargas elétricas nas suas superfícies dependentes do pH [60]. Em solos agrícolas das zonas tropicais, quando o pH está abaixo de 5,0, pode haver predominância de cargas positivas das partículas dos solos e conseqüentemente os ânions que estiverem em solução, serão fixados por estas partículas [60]. À medida que o pH se eleva, com o uso de práticas, como a calagem por exemplo, passam a predominar as cargas negativas nas superfícies das partículas dos solos. Logo, os ânions que estavam antes sorvidos nestas superfícies retornam novamente para a solução do solo, pois estes sítios passam a atrair os cátions para a sorção.

O iodo pode ser encontrado na natureza de várias formas químicas e o pH do solo pode influenciar nas espécies, influenciando no teor de iodo neste ecossistema [61]. Shpeppard [61] observou em seu experimento, que a maior sorção do iodo aconteceu em solos com pH baixo. Provavelmente, as espécies químicas presentes nestes solos estavam com cargas negativas, como o iodeto (I^-) e o iodato (IO_3^-). Whitehead [61] sugeriu que o pH baixo favorece a adsorção de iodo por óxidos de ferro e alumínio. Em contrapartida, os solos alcalinos, têm pouca capacidade de reter o iodo [61]. Como se pôde depreender da discussão acima, o pH apresenta um papel preponderante no processo de fitodisponibilidade do iodo, explicando inclusive o efeito de minerais secundários na dinâmica do mesmo. Por essa razão, o pH será considerado como outra informação crucial para a previsão dos valores de F_v para o iodo.

3.2.4 O Eh

O iodo pode ser encontrado na natureza em vários estados de valência e numa gama de formas inorgânicas e orgânicas, incluindo iodeto (I^-), iodato (IO_3^-), iodo elementar (I_2) e iodo orgânico [64]. As formas do iodo na natureza dependem em parte do pH e também do status de redução do ambiente circundante [64]. Fuge e Johnson [61] observaram que o iodo elementar (I_2) é oxidado em um meio alcalino, se transformando em iodato (IO_3^-). Contudo, observou que os processos de dessorção do iodo em solos alagados não estavam atuando sozinhos. Outros processos podem estar atuando em condições de baixo Eh, já que os solos que continham a presença de matéria orgânica ou de plantas cultivadas neste ambiente, poderiam estar liberando exsudatos radiculares e por

consequência, aumentando o estímulo de atividades microbianas; promovendo maior dessorção do iodo, quando comparado aos solos que também estavam em condições redutoras sem estes componentes. No entanto, o iodeto (I_2^-), o iodo elementar (I_2) e iodato (IO_3^-), são todos sujeitos a sorção por componentes dos solos.

De fato, observou-se que a concentração do iodo na solução do solo, aumenta em baixos valores de Eh obtidos após a irrigação nos meses de verão [65]. Assim, além do potencial de redução química de IO_3^- para I^- , a anoxia aparentemente induz a dessorção, aumentando a concentração do iodo na solução do solo. Segundo Rowell [65], o pH de solos ácidos aumenta em torno da neutralidade como resultado da anoxia. Esse processo, por sua vez, leva a uma diminuição na carga líquida, negativa e dependente do pH, associada aos sólidos do solo e com isso, espécies aniônicas sorvidas (carregadas negativamente) podem ser eletrostaticamente repelidas para a solução [66].

Assim, com base nesses comportamentos, entende-se que o Eh, por atuar na especiação do iodo, pode interferir no processo de fitodisponibilidade. No entanto, passa a ser um parâmetro relevante ao se comparar cultivos, como o do arroz, que podem ser realizados tanto em condições oxidantes, como em condições redutoras, sendo esta última, responsável por valores de F_v mais elevados [57]. Portanto, considerando que as raízes da maioria das plantas só são capazes de sobreviver em solos com condições mais oxidantes e que o papel do pH explicaria a disponibilidade do iodo também em ambientes anóxicos, este estudo não vai considerar o Eh como um indicador crucial para a previsão de valores de F_v no sistema solo-planta.

3.2.5 Os microrganismos

Os microrganismos presentes nos solos possuem a capacidade de acumular o iodo [67], atuando de forma importante nos processos de sorção e dessorção deste elemento nos solos [68]. Com o objetivo de entender a participação microbiana nos processos de acumulação do iodo em solos, Muramatsu [69] realizou experimentos com radioiodo em amostras de solos, onde parte deste material, foi submetido a esterilização em autoclave. Em análise as espécies químicas do iodo presentes nestas amostras, observou-se que tanto o I^- e IO_3^- foram sorvidos nos solos. No entanto, parte destas amostras foram esterilizadas em autoclave, apresentando uma redução drástica no processo de adsorção do iodo. Provavelmente esta redução ocorreu em função da destruição dos microrganismos que fixam este elemento no solo, ou pela

decomposição de enzimas produzidas por estes indivíduos, que também atuam neste processo [69].

Alguns autores realizaram experimentos com a fumigação em solos (aplicação de pesticidas ou compostos químicos), com o objetivo de verificar se a presença dos microrganismos influencia na sorção e desorção do iodo neste ambiente, e também encontraram uma redução deste elemento após a submissão a este tratamento [62]. Através da revisão realizada neste estudo, foram identificados 28 artigos, que apontam a relevância dos microrganismos no estudo do iodo em solos.

Com base nesses comportamentos, entende-se que os microrganismos, podem efetivamente interferir no processo de fitodisponibilidade. No entanto, este estudo não vai considerar os microrganismos como um indicador crucial para a previsão de valores de F_v no sistema solo-planta, pois, além de serem de difícil avaliação em termos de diversidade e quantidade, os mesmos atuam sobre a matéria orgânica do solo, e, portanto, indiretamente, podem ser avaliados por seu teor no solo.

3.3. Valores de F_v compilados

Nesta revisão, foram levantados 363 valores de F_v para o iodo na literatura que atenderam aos critérios estabelecidos neste estudo. Assim, a partir desse levantamento, considerando os indicadores de fitoabsorção detectados para o iodo, o pH e o teor de matéria orgânica dos solos subjacentes, somente 135 valores continham essas informações. Assim, somente dois “*learning sets*” foram obtidos com um número mínimo para o treinamento através do uso de rede neural artificial: um para trigo (Tabela 4) e outro para alface (Tabela 5). A Tabela 5, embora não tenha o teor de matéria orgânica, apresenta o teor de húmus dos solos, além de várias outras propriedades pedológicas. Esses valores, apresentam restrições que podem inviabilizar sua aplicação global, pois foram obtidos de um único artigo, um mesmo país ou região, mesma condição climática e com pequena amplitude de valores de pH e matéria orgânica.

Tabela 4: Valores tabelados para a aprendizagem por rede neural artificial para fins de previsão de valores de F_v do ^{125}I para trigo, tendo por base as propriedades dos solos [16].

<i>F_v para trigo</i>	<i>pH</i>	<i>% Carbono Orgânico</i>	<i>% Argila</i>
---------------------------------	-----------	---------------------------	-----------------

1,20E-03	5,4	1,94	31
3,70E-03	5,5	1,44	13
1,20E-03	5,6	1,92	17
1,80E-03	5,7	1,63	22
2,40E-03	5,7	1,63	12
6,30E-04	5,8	1,62	22
1,30E-03	5,8	1,74	23
3,00E-03	5,8	1,31	18
1,70E-02	5,8	1,31	15
1,20E-03	5,9	1,35	23
1,50E-03	6,0	1,78	38
6,00E-03	6,1	1,67	12
1,00E-02	6,1	2,41	6
1,10E-03	6,3	2,21	70
2,50E-03	6,3	1,55	14
2,80E-03	6,4	2,43	17
3,70E-03	6,4	1,36	21
3,10E-03	6,8	1,72	21
1,00E-03	6,9	1,94	23
3,60E-03	6,9	1,33	14
9,90E-03	7,1	1,84	17
1,60E-03	7,2	2,1	15
2,00E-03	7,3	1,61	18
1,50E-03	7,3	1,34	15
9,20E-04	7,3	2,58	14
1,60E-03	7,4	2,12	21
2,10E-03	7,4	2,03	16
8,20E-04	7,5	2,20	25
8,10E-03	7,5	1,93	26
1,00E-03	7,5	2,11	32
6,60E-04	7,5	2,2	28
9,50E-04	7,5	2,52	25
5,30E-04	7,5	2,2	31
1,70E-03	7,5	1,73	14
3,00E-03	7,5	1,25	17
1,20E-03	7,6	3,42	18
1,10E-03	7,6	2,28	25
4,70E-04	7,6	2,15	35

Tabela 5: Valores tabelados para a aprendizagem por rede neural artificial para fins de previsão de valores de Fv do ^{125}I para alfaca, tendo por base propriedades dos solos [72].

<i>Fv para alface</i>	<i>pH</i>	<i>pH em KCl</i>	<i>% Húmus</i>	<i>% N</i>	<i>Ca (cmolc/kg)</i>	<i>CTC</i>
4,00E-02	6,3	5,2	0,8	0,06	1,6	5,8
5,00E-03	7,9	6,9	1,1	0,06	5,9	14
3,00E-03	7,9	6,9	1,1	0,06	5,9	14
3,60E-03	7,9	6,9	1,1	0,06	5,9	14
2,70E-03	7,9	6,9	1,1	0,06	5,9	14
6,00E-03	8,2	7,00	2,8	0,18	12	26
8,00E-03	8,2	7,00	2,8	0,18	12	26
4,10E-03	8,2	7,00	2,8	0,18	12	26
7,00E-03	8,2	7,00	2,8	0,18	12	26
1,10E-03	8,2	7,00	2,8	0,18	12	26
4,00E-03	8,2	7,00	2,8	0,18	12	26
1,30E-02	8,6	7,3	4,0	0,27	22	35
7,00E-03	8,6	7,3	4,0	0,27	22	35
1,60E-03	8,6	7,3	4,0	0,27	22	35

4 - CONCLUSÃO

Este trabalho evidenciou que o comportamento do iodo no sistema solo-planta é bastante complexo, porém relativamente bem conhecido. A revisão bibliográfica sistemática apontou o pH e a matéria orgânica como propriedades cruciais para explicar os valores de *Fv* e portanto esses parâmetros foram selecionados como potenciais indicadores edafológicos para o iodo. De um modo geral, espera-se que solos ácidos e/ou com elevado teor de matéria orgânica apresentem baixa transferência do iodo para plantas. Solos tropicais, geralmente apresentam grau elevado de intemperismo e podem ser ricos em sesquióxidos de Fe a Al, apresentar baixo teor de matéria orgânica, e baixo valores de pH (solos ácidos). Nesses solos, por exemplo, espera-se que o iodo presente na solução sob a forma de ânions, seja fixado nas superfícies minerais dependentes do pH (sesquióxidos de Fe a Al), apresentando baixos valores de *Fv*. No entanto, quase todos os valores compilados de *Fv* para o iodo, foram gerados em clima temperado ou em clima subtropical; e o uso destes valores como referência para gestão de acidentes em solos de clima tropical, poderá subestimar ou superestimar as doses pela a ingestão destes alimentos. Vale mencionar ainda, que solos tropicais podem ser submetidos à práticas agrícolas; como a calagem, que poderá promover mudanças no

comportamento do iodo, reforçando a necessidade de se estabelecer um modelo conceitual global, o que só pode ser obtido estendendo estudos para ambientes tropicais, nos quais espera-se um comportamento diferenciado, mas essa tendência precisa ser validada.

No que se refere ao levantamento dos valores de F_v para o iodo, este trabalho identificou que a literatura ainda reporta os mesmos de maneira deficiente; seja através de informações pedológicas insuficientes ou ausentes, seja pela apresentação de valores reportados como médias ou em intervalos, apesar do princípio já bem estabelecido, na área da radioecologia, de que os valores de F_v variam em função das propriedades dos solos. A deficiência de valores de F_v para um mesmo isótopo do iodo, associados às propriedades dos solos, dificultaram a formação de uma base de dados robusta para o treinamento de uma rede neural, com o objetivo de prever valores de F_v a partir das propriedades dos solos. Desse modo, foi possível estruturar somente dois “*learning set*”, um para trigo (n=38) e outro para alface (n=14), apesar das restrições que podem inviabilizar sua aplicação global, visto que foram oriundos de uma mesma região e portanto apresentam pequena amplitude de valores de pH e matéria orgânica. Estes *learning sets* são aceitáveis para se validar a suficiência dos indicadores selecionados para a previsão de valores de F_v .

5- AGRADECIMENTO

Os autores agradecem à CNEN por uma bolsa de doutorado e à Capes por uma bolsa de pesquisa sênior (processo 88881.119173/2016-01).

REFERÊNCIAS

- [1]. BELL, J. N.; SHAW, G. Ecological lessons from the Chernobyl accident. **Environment international**, v. 31, n. 6, p. 771-777, Aug 2005.
- [2]. IAEA. **Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments**. International Atomic Energy Agency. Vienna, 2010. p.208.
- [3]. FRISSEL, M. J. et al. Generic values for soil-to-plant transfer factors of radiocesium. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 58, n. 2-3, p. 113-128, 2002.
- [4]. VELASCO, H.; AYUB, J. J.; SANSONE, U. Influence of crop types and soil properties on radionuclide soil-to-plant transfer factors in tropical and subtropical

- environments. **Journal of environmental radioactivity**, v. 100, n. 9, p. 733-738, 2009.
- [5]. SHEPPARD, S. C. et al. Revision and meta-analysis of selected biosphere parameter values for chlorine, iodine, neptunium, radium, radon and uranium. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 89, n. 2, p. 115-137, 2006.
- [6]. BERESFORD, N. A. et al. Thirty years after the Chernobyl accident: What lessons have we learnt? **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 157, p. 77-89, 2016.
- [7]. MICHEL, R. et al. Retrospective dosimetry of Iodine-131 exposures using Iodine-129 and Caesium-137 inventories in soils – A critical evaluation of the consequences of the Chernobyl accident in parts of Northern Ukraine. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 150, p. 20-35, 2015.
- [8]. DARAOU, A. et al. Iodine-129, Iodine-127 and Caesium-137 in the environment: soils from Germany and Chile. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 112, p. 8-22, 2012.
- [9]. RAO, U. S.; FEHN, U. Sources and reservoirs of anthropogenic iodine-129 in western New York. **Geochimica Et Cosmochimica Acta**, v. 63, n. 13-14, p. 1927-1938, 1999.
- [10]. JABBAR, T.; WALLNER, G.; STEIER, P. A review on ¹²⁹I analysis in air. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 126, p. 45-54, 2013.
- [11]. ALDAHAN, A.; ALFIMOV, V.; POSSNERT, G. I-129 anthropogenic budget: Major sources and sinks. **Applied Geochemistry**, v. 22, n. 3, p. 606-618, 2007.
- [12]. ZHANG, L. et al. Level and source of ¹²⁹I of environmental samples in Xi'an region, China. **Science of The Total Environment**, v. 409, n. 19, p. 3780-3788, 2011.
- [13]. HU, Q.-H.; WENG, J.-Q.; WANG, J.-S. Sources of anthropogenic radionuclides in the environment: a review. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 101, n. 6, p. 426-437, 2010.
- [14]. KODAMA, S. et al. Speciation of iodine in solid environmental samples by iodine K-edge XANES: Application to soils and ferromanganese oxides. **Science of the Total Environment**, v. 363, n. 1-3, p. 275-284, 2006.
- [15]. HOU, X. et al. A review on speciation of iodine-129 in the environmental and biological samples. **Analytica Chimica Acta**, v. 632, n. 2, p. 181-196, 2009.

- [16]. ZHU, Y. G. et al. Iodine uptake by spinach (*Spinacia oleracea* L.) plants grown in solution culture: effects of iodine species and solution concentrations. **Environment International**, v. 29, n. 1, p. 33-37, 2003.
- [17]. SHINONAGA, T. et al. Transfer of iodine from soil to cereal grains in agricultural areas of Austria. **Science of the Total Environment**, v. 267, n. 1-3, p. 33-40, 2001.
- [18]. BAN-NAI, T.; MURAMATSU, Y. Transfer factors of radioiodine from volcanic-ash soil (Andosol) to crops. **J Radiat Res**, v. 44, n. 1, p. 23-30, 2003.
- [19]. SOUSA, M. R. D.; RIBEIRO, A. L. P. Revisão sistemática e meta-análise de estudos de diagnóstico e prognóstico: um tutorial. **Arquivos Brasileiros de Cardiologia**, v. 92, p. 241-251, 2009.
- [20]. ASTAKHOVA, L. N. et al. Chernobyl-related thyroid cancer in children of Belarus: a case-control study. **Radiat Res**, v. 150, n. 3, p. 349-56, 1998.
- [21]. HUMPHREY, O. S. et al. Iodine soil dynamics and methods of measurement: a review. **Environmental Science-Processes & Impacts**, v. 20, n. 2, p. 288-310, 2018.
- [22]. FARIDULLAH et al. Socio-demographic characters, distribution and transformation of iodine in soil, plant and wheat grains at District Diamer, Gilgit-Baltistan, Pakistan. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 40, n. 2, p. 777-790, 2018.
- [23]. YU, H. et al. The distribution characteristics of halogen elements in soil under the impacts of geographical backgrounds and human disturbances. **Geoderma**, v. 305, p. 236-249, 2017.
- [24]. SODERLUND, M. et al. Sorption and speciation of iodine in boreal forest soil. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 311, n. 1, p. 549-564, 2017.
- [25]. SMOLEN, S.; LEDWOZYW-SMOLEN, I.; SADY, W. Iodine biofortification of spinach by soil fertigation with additional application of humic and fulvic acids. **New Zealand Journal of Crop and Horticultural Science**, v. 45, n. 4, p. 233-250, 2017.

- [26]. SANTSCHI, P. H. et al. Recent advances in the detection of specific natural organic compounds as carriers for radionuclides in soil and water environments, with examples of radioiodine and plutonium. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 171, p. 226-233, 2017.
- [27]. SANTSCHI, P. H. et al. Iodine and plutonium association with natural organic matter: A review of recent advances. **Applied Geochemistry**, v. 85, p. 121-127, 2017.
- [28]. GONZALI, S.; KIFERLE, C.; PERATA, P. Iodine biofortification of crops: agronomic biofortification, metabolic engineering and iodine bioavailability. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 44, p. 16-26, 2017.
- [29]. GADZHIMUSIEVA, N. T.; SAIDIEVA, A. A. The Dynamics of Mobile Iodine Forms in Components of Arid Ecosystems of the Western Caspians. **Arid Ecosystems**, v. 7, n. 2, p. 125-129, 2017.
- [30]. ALMAHAYNI, T. et al. Effects of incubation time and filtration method on Kd of indigenous selenium and iodine in temperate soils. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 177, p. 84-90, 2017.
- [31]. XU, C. et al. Role of natural organic matter on iodine and ^{239,240}Pu distribution and mobility in environmental samples from the northwestern Fukushima Prefecture, Japan. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 153, p. 156-166, 2016.
- [32]. XU, S. et al. Carbon, cesium and iodine isotopes in Japanese cedar leaves from Iwaki, Fukushima. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 310, n. 2, p. 927-934, 2016.
- [33]. WISZNIEWSKA, A. et al. Natural Organic Amendments for Improved Phytoremediation of Polluted Soils: A Review of Recent Progress. **Pedosphere**, v. 26, n. 1, p. 1-12, 2016.
- [34]. SMOLEN, S. et al. Biofortification of Carrot (*Daucus carota* L.) with Iodine and Selenium in a Field Experiment. **Frontiers in Plant Science**, v. 7, 2016.
- [35]. SMOLEN, S. et al. The quality of carrot (*Daucus carota* L.) cultivated in the field depending on iodine and selenium fertilization. **Folia Horticulturae**, v. 28, n. 2, p. 151-164, 2016.

- [36]. SMOLEN, S. et al. Iodine and selenium biofortification of lettuce (*Lactuca sativa* L.) by soil fertilization with various compounds of these elements. **Acta Scientiarum Polonorum-Hortorum Cultus**, v. 15, n. 5, p. 69-91, 2016.
- [37]. SMOLEN, S.; LEDWOZYW-SMOLEN, I.; SADY, W. The role of exogenous humic and fulvic acids in iodine biofortification in spinach (*Spinacia oleracea* L.). **Plant and Soil**, v. 402, n. 1-2, p. 129-143, 2016.
- [38]. DUBORSKA, E. et al. Aging and Substrate Type Effects on Iodide and Iodate Accumulation by Barley (*Hordeum vulgare* L.). **Water Air and Soil Pollution**, v. 227, n. 11, 2016.
- [39]. DUBORSKA, E.; KUBOVA, J.; MATUS, P. Factors Affecting Iodine Mobility in Soils. **Chemicke Listy**, v. 110, n. 9, p. 625-629, 2016.
- [40]. TAKEDA, A. et al. Effect of aging on availability of iodine in grassland soil collected in Rokkasho, Japan. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 303, n. 2, p. 1191-1195, 2015.
- [41]. MILLER, A. et al. Iodide uptake by negatively charged clay interlayers? **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 147, p. 108-114, 2015.
- [42]. TAKEDA, A. et al. Changes in the chemical form of exogenous iodine in forest soils and their extracts. **Radiat Prot Dosimetry**, v. 167, n. 1-3, p. 181-6, 2015.
- [43]. YAMASAKI, S. et al. Bromine and iodine in Japanese soils determined with polarizing energy dispersive X-ray fluorescence spectrometry. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 61, n. 5, p. 751-760, 2015.
- [44]. SIASOU, E.; WILLEY, N. Inter-Taxa Differences in Iodine Uptake by Plants: Implications for Food Quality and Contamination. **Agronomy-Basel**, v. 5, n. 4, p. 537-554, 2015.
- [45]. LUSA, M. et al. Sorption of radioiodide in an acidic, nutrient-poor boreal bog: insights into the microbial impact. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 143, p. 110-122, 2015.
- [46]. LINHARES, D. P. S. et al. Iodine environmental availability and human intake in oceanic islands: Azores as a case-study. **Science of the Total Environment**, v. 538, p. 531-538, 2015.
- [47]. FUGE, R.; JOHNSON, C. C. Iodine and human health, the role of environmental geochemistry and diet, a review. **Applied Geochemistry**, v. 63, p. 282-302, 2015.

- [48]. COX, E. M.; ARAI, Y. Environmental Chemistry and Toxicology of Iodine. In: SPARKS, D. L. (Ed.). **Advances in Agronomy**, v. 128, p.47-96, 2014.
- [49]. CHANG, H.-S. et al. Model of radioiodine speciation and partitioning in organic-rich and organic-poor soils from the Savannah River Site. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 2, n. 3, p. 1321-1330, 2014.
- [50]. HURTEVENT, P. et al. Translocation of ¹²⁵I, ⁷⁵Se and ³⁶Cl to Wheat edible parts following wet foliar contamination under field conditions. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 121, p. 43-54, 2013.
- [51]. WENG, H. X. et al. Biogeochemical transport of iodine and its quantitative model. **Science China-Earth Sciences**, v. 56, n. 9, p. 1599-1606, 2013.
- [52]. LUO, M. et al. Speciation and migration of ¹²⁹I in soil profiles. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 118, p. 30-39, 2013.
- [53]. CHOUNG, S. et al. Uptake Mechanism for Iodine Species to Black Carbon. **Environmental Science & Technology**, v. 47, n. 18, p. 10349-10355, 2013.
- [54]. BOWLEY, H. E. et al. Historical trends in iodine and selenium in soil and herbage at the Park Grass Experiment, Rothamsted Research, UK. **Soil Use and Management**, v. 33, n. 2, p. 252-262, 2017.
- [55]. OLIVER, M. A.; GREGORY, P. Soil, food security and human health: a review. **European Journal of Soil Science**, v. 66, n. 2, p. 257-276, 2015.
- [56]. KOROBOVA, E. M. et al. Iodine and Selenium Speciation in Natural Waters and Their Concentrating at Landscape-Geochemical Barriers. **Geochemistry International**, v. 52, n. 6, p. 500-514, 2014.
- [57]. ASHWORTH, D. J. Transfers of Iodine in the Soil–Plant–Air System: Solid–Liquid Partitioning, Migration, Plant Uptake and Volatilization A2 - Preedy, Edited by Victor R. In: BURROW, G. N. e WATSON, R. (Ed.). **Comprehensive Handbook of Iodine**. San Diego: Academic Press, 2009. p.107-118.
- [58]. SCHWEHR, K. A. et al. Organo-Iodine Formation in Soils and Aquifer Sediments at Ambient Concentrations. **Environmental Science & Technology**, v. 43, n. 19, p. 7258-7264, 2009.
- [59]. YAMADA, H. et al. Speciation of iodine in soils. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 45, n. 3, p. 563-568, 1999.
- [60]. MEURER, E. J. **Fundamentos de química do solo**. Porto Alegre: Evangraf, 2006.

- [61]. FUGE, R.; JOHNSON, C. C. The geochemistry of iodine - a review. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 8, n. 2, p. 31-54, 1986.
- [62]. JOHANSON, K. J. **Iodine in soil**. Stockholm, Sweden: Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, 2000. 45p. (SKB-TR--00-21).
- [63]. WHITEHEAD, D. C. The distribution and transformations of iodine in the environment. **Environment International**, v. 10, n. 4, p. 321-339, 1984.
- [64]. SHETAYA, W. H. et al. Iodine dynamics in soils. **Geochimica Et Cosmochimica Acta**, v. 77, p. 457-473, 2012.
- [65]. YUITA, K.; KIHOU, N. Behavior of iodine in a forest plot, an upland field, and a paddy field in the upland area of Tsukuba, Japan: Vertical distribution of iodine in soil horizons and layers to a depth of 50 m. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 51, n. 4, p. 455-467, 2005.
- [66]. ROWELL, D. L. **Soil science: methods and applications**. Harlow, UK: Longman Scientific & Technical, 1994.
- [67]. KOROBOVA, E. Soil and landscape geochemical factors which contribute to iodine spatial distribution in the main environmental components and food chain in the central Russian plain. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 107, n. 2, p. 180-192, 2010.
- [68]. MURAMATSU, Y.; YOSHIDA, S. Effects of microorganisms on the fate of iodine in the soil environment. **Geomicrobiology Journal**, v. 16, n. 1, p. 85-93, 1999.
- [69]. MURAMATSU, Y. et al. Studies with natural and anthropogenic iodine isotopes: iodine distribution and cycling in the global environment. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 74, n. 1-3, p. 221-232, 2004.
- [70]. KASHPAROV, V. et al. Soil-to-plant halogens transfer studies 1. Root uptake of radioiodine by plants. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 79, n. 2, p. 187-204, 2005.