

Universidade dos Açores  
Departamento de Ciências Agrárias



**Potencial de nitrificação líquida em solos da ilha Terceira**

Mestrado em Engenharia Zootécnica

Nélia de Fátima Rocha Ferreira

Angra do Heroísmo, 2011

Universidade dos Açores  
Departamento de Ciências Agrárias



**Potencial de nitrificação líquida em solos da ilha Terceira**

Dissertação para obtenção do grau de  
Mestre em Engenharia Zootécnica

Nélia de Fátima Rocha Ferreira

Orientador: Professor Doutor João Coutinho  
Orientador: Professor Doutor Jorge Pinheiro

Angra do Heroísmo, 2011

## **Agradecimentos**

A Deus.

Ao professor Doutor Jorge Pinheiro, orientador desta dissertação, por todo o apoio e compreensão demonstrados ao longo do trabalho.

Ao professor Doutor João Coutinho, orientador desta dissertação, por todo o apoio demonstrado ao longo do trabalho.

À Eng. Lurdes Matos, pela amizade, dedicação e todo apoio demonstrado ao longo deste trabalho, e a todo o pessoal do laboratório de Solos.

Ao Eng. João Borges, por ter facultado os dados dos teores de nitratos e nitritos.

Ao professor Doutor Henrique Rosa, pelo apoio dado na estatística.

À minha família, pais e irmãos, por todo o apoio e compreensão.

A todos os colegas e amigos, pelo apoio e encorajamento demonstrado, especialmente os que me acompanharam ao longo da minha formação académica.

Ao Jorge, por todo o apoio, amizade e compreensão, que sempre demonstrou ao longo da realização deste trabalho, e durante toda a minha formação académica.

E a todos os que contribuíram para a realização deste trabalho, quer de forma directa ou indirecta.

A todos, o meu muito obrigado!

## Resumo

A mineralização do azoto é um dos processos mais importantes de transformações biológicas que ocorrem no solo. O presente trabalho teve como principal objectivo avaliar a taxa potencial de nitrificação líquida do azoto, pelo método biológico de incubação aeróbia de longa duração (154 dias) em laboratório, determinando assim a sua relação com as características dos solos, contribuindo para o estudo da nitrificação do azoto em solos representativos da ilha Terceira.

Nos 21 solos estudados, a nitrificação líquida variou entre 0,0152 e 0,5668 mg Kg N, convertendo para ha/ano, variou entre 4,9 e 228,5 Kg N/ha ano.

Verificou-se a relação do pH, azoto, carbono, matéria orgânica, relação C/N, teor de argila e altitude com a taxa de nitrificação potencial, através da regressão linear simples para verificar a influência de cada parâmetro na taxa de nitrificação, e por regressão linear múltipla com selecção de variáveis stepwise a fim de correlacionar todas as variáveis independentes, com a taxa de nitrificação.

O pH e o teor de azoto nos solos foram significativas ( $p < 0,05$ ). A relação do pH demonstrou  $p = 0,01$ .

A relação entre a matéria orgânica, o teor de carbono, o teor de argila, os metais pesados, a relação C/N e a altitude, com a taxa de nitrificação obtida, não foram significativos ( $p > 0,05$ ).

A relação C/N como factor isolado não influenciou a taxa de nitrificação ( $R^2 = 0,21$ ). Quando correlacionada com as outras variáveis, mostrou-se relevante para o processo de nitrificação. O teor de azoto presente nos solos demonstrou influenciar significativamente ( $p < 0,05$ ) e apresentou um valor de  $R^2 = 0,39$ . Quando correlacionado com todos os outros factores analisados, não se mostrou significativo.

Através da regressão linear múltipla por stepwise, em que se correlacionaram todas as variáveis independentes (pH, MO, C, N, teor de argila, metais pesados, relação C/N, altitude) concluí-se que os efeitos do pH e da relação C/N são significativos para o teor de nitrificação registado nos solos estudados, com valores de  $R^2$  de 0,44 e 0,21, respectivamente. A relação C/N dos solos analisados variou entre 8,7 e 13,7.

**Palavras-chave:** azoto, mineralização, nitrificação.

## **Abstract**

The mineralization of nitrogen is one of the most important biological transformations occurring in soil. This study's main objective was to evaluate the potential rate of nitrification liquid nitrogen, the biological method of long-term aerobic incubation (154 days) in the laboratory, thus determining its relationship with soil characteristics, contributing to the study of nitrification nitrogen in soils representative of the Island.

In the 21 soils, net nitrification varied between 0.0152 and 0.5668 mg N kg, converting to ha/year, ranged between 4.9 and 228.5 kg N/ha year.

It is the relationship of pH, nitrogen, carbon, organic matter, C/N ratio, clay content and altitude with the rate of nitrification potential, through the simple linear regression to determine the influence of each parameter in the rate of nitrification, and multiple linear regression with stepwise selection of variables in order to correlate all independent variables, with the rate of nitrification.

The pH and nitrogen content in soils were significant ( $p < 0.05$ ). The relationship of pH showed  $p = 0.01$ .

The relationship between organic matter, carbon content, clay content, heavy metals, the C/N ratio and altitude, with the rate of nitrification obtained were not significant ( $p > 0.05$ ). The C/N ratio as a single factor did not influence the rate of nitrification ( $R^2 = 0.21$ ). When correlated with other variables, was relevant to the process of nitrification. The content of nitrogen present in soils found to influence significantly ( $p < 0.05$ ) and showed a value of  $R^2 = 0.39$ . When correlated with all other factors examined, was not significant.

Through a stepwise multiple linear regression, which correlate all independent variables (pH, OM, C, N, clay content, heavy metals, C/N ratio, altitude) concluded that the effects of pH and the relationship C/N are significant to the registered content of nitrification in these soils, with  $R^2$  values of 0.44 and 0.21, respectively. The C/N ratio of soils examined ranged between 8.7 and 13.7.

**Key-words:** nitrogen, mineralization, nitrification.

## Índice geral

Agradecimentos .....	i
Resumo .....	ii
Abstract .....	iii
Índice geral .....	iv
Índice de figuras .....	vi
Índice de quadros .....	viii
Lista de abreviaturas .....	ix
Introdução.....	1
Parte I -Revisão bibliográfica .....	3
Capítulo 1 - Caracterização da ilha Terceira.....	3
1.1 - Localização Geográfica.....	3
1.2 - Geologia e Geomorfologia .....	4
1.3 - Clima.....	4
1.4 - Solos.....	6
1.5 - Uso do solo .....	7
1.6 - Vegetação .....	8
Capítulo 2 – Matéria orgânica.....	9
2.1 - Matéria orgânica no solo .....	9
2.2 - Factores que condicionam a decomposição e mineralização da matéria orgânica no solo.....	11
2.3 - Decomposição da matéria orgânica .....	11
2.4 - Razão Carbono/Azoto (C/N).....	16
Capítulo 3 – Azoto .....	17
3.1 – O Azoto .....	17
3.2 - Ciclo do azoto.....	17
3.3 - Formas de azoto no solo e absorção pelas plantas.....	18
3.4 - Dinâmica do azoto no solo .....	20
3.4.1 - Mineralização.....	20
3.4.1.1 - Aminização .....	20
3.4.1.2 - Amonificação.....	21
3.4.1.3 - Nitrificação .....	21
3.4.1.3.1 - Factores que influenciam a nitrificação .....	23

3.4.1.3.2 - Destino dos nitratos .....	25
3.4.1.3.3 - Intoxicação de bovinos por nitratos.....	25
3.4.2 - Factores que afectam a mineralização .....	26
3.5 - Perdas de azoto .....	29
3.5.1 - Volatilização .....	29
3.5.2 - Escorrência superficial .....	30
3.5.3 - Lixiviação .....	31
3.5.4 - Desnitrificação .....	32
3.6 Ganhos de azoto nos solos.....	34
3.7 Eficiência da utilização do azoto .....	35
3.8 Alterações antropogénicas no ciclo do azoto – causas e consequências.....	38
3.8.1 Impacto humano na fixação do azoto .....	39
3.8.2 Impacto na atmosfera.....	39
3.8.3 Impacto nos ecossistemas terrestres .....	40
3.8.4 Impacto nos ecossistemas aquáticos.....	40
Capitulo 4 – Métodos para determinação do potencial de mineralização/ nitrificação do azoto.....	41
4.1 - Métodos laboratoriais .....	42
4.1.1 - Extracções químicas.....	44
4.1.2 - Técnicas de incubação <i>in situ</i> .....	45
4.2 - Modelos matemáticos para determinar o potencial de mineralização/nitrificação do azoto.....	46
PARTE II - Trabalho experimental .....	49
1 - Material e métodos.....	49
Figura 5 – Mapa da ilha Terceira com a localização do local onde foram retiradas as 21 amostras de solo.....	49
1.1 – Cálculo das taxas de nitrificação .....	51
2 - Resultados e discussão .....	56
Conclusões e perspectivas futuras .....	68
Referências bibliográficas .....	70

## Índice de figuras

Figura 1 – Localização geográfica do arquipélago dos Açores.....	3
Figura 2 – Representação esquemática do processo de decomposição e estabilização da matéria orgânica (adaptado de Gonçalves, 2005).....	14
Figura 3 - O ciclo do azoto (adaptado de Stevenson, 1986).....	18
Figura 4 - Representação esquemática do processo de lixiviação do ião nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) (adaptado de Militão, 2004). ....	32
Figura 5 – Mapa da ilha Terceira com a localização do local onde foram retiradas as 21 amostras de solo.....	49
Figura 6 – Aparelho de espectrofotometria de absorção molecular em analisador automático de fluxo segmentado, utilizado para a determinação do N mineral.....	51
Figura 7 – Relação entre a nitrificação líquida (teor de nitratos do respectivo dia de incubação menos o dia zero e o tempo de incubação (dias) para os solos localizados em Pico Redondo, Cinco Picos, Caminho da Vila, São Sebastião e Porto Martins.....	57
Figura 8 – Relação entre a nitrificação líquida (teor de nitratos do respectivo dia de incubação menos o dia zero e o tempo de incubação (dias)) para os solos localizados em Praia da Vitória, Pico Celeiro, Serra do Cume, Caldeira Guilherme Moniz, Escampadouro. ....	57
Figura 9 – Relação entre a nitrificação líquida (teor de nitratos do respectivo dia de incubação menos o dia zero e o tempo de incubação (dias) para os solos localizados em Cabrito, Serra de Santa Bárbara (zona alta), Serra de Santa Bárbara (zona baixa), Santa Bárbara, Pico Alto.....	58
Figura 10 – Relação entre a nitrificação líquida (teor de nitratos do respectivo dia de incubação menos o dia zero e o tempo de incubação (dias) para os solos localizados em Agualva, Vila Nova, Pico da Bagacina, Queimada, Altares, Santa Bárbara (beira-mar). ....	58
Figura 11 - Relação entre a nitrificação líquida expressa em $\text{mg Kg}^{-1}$ N, durante o período de incubação (154 dias) e o número da amostra do solo.....	62
Figura 12 - Relação entre a taxa potencial de nitrificação líquida expressa em $\text{mg Kg}^{-1}$ N, durante o período de incubação e os solos “Caldeira Guilherme Moniz” e “Pico da Bagacina”. ....	63
Figura 13 - Relação entre a nitrificação líquida ( $\text{mg Kg}^{-1}$ N) e o pH dos 21 solos. ....	64

Figura 14 - Relação entre a nitrificação líquida ( $\text{mg Kg}^{-1} \text{ N}$ ) e o teor de N ( $\text{g Kg}^{-1}$ ) presente nos 21 solos.....	65
Figura 15 - Relação entre a nitrificação líquida ( $\text{mg Kg}^{-1} \text{ N}$ ) e o teor de C ( $\text{g Kg}^{-1}$ )....	65
Figura 16 - Relação entre a nitrificação líquida ( $\text{mg Kg}^{-1} \text{ N}$ ) e o teor de MO ( $\text{g Kg}^{-1}$ ).	66

## Índice de quadros

Quadro 1 – Relação entre o número e a localização das amostras com nitrificação líquida ( $\text{mg Kg}^{-1} \text{ N}$ ) e com os parâmetros pH , MO, C, N, relação C/N, altitude, argila. ....	52
Quadro 2 – Parâmetros físicos e químicos (P, K, Ca, Mg) dos 21 solos em estudo, colhidos na camada arável (0-20cm de profundidade). ....	53
Quadro 3 – Classe de textura dos 21 solos em estudo, colhidos na camada arável.....	54
Quadro 4 – Teor de metais pesados dos 21 solos em estudo, colhidos na camada arável (0-20cm de profundidade). ....	55
Quadro 5 - Resultados do azoto nitrificado ( $\text{NO}_3^-$ ) acumulado em função do tempo (dias).....	56
Quadro 6 – Relação entre o nº e a localização das amostras com a nitrificação líquida em $\text{mg N/Kg}$ e a nitrificação líquida em $\text{Kg N/ha ano}$ .....	61

## Lista de abreviaturas

Al	alumínio
ATP	adenina trifosfato
B	boro
C/N	relação carbono/azoto
C/P	relação carbono/fósforo
C/S	relação carbono/enxofre
Cd	cádmio
CaCl <sub>2</sub>	cloreto de cálcio
CO <sub>2</sub>	dióxido de carbono
Cr	crómio
Cu	cobre
EUN	eficiência de utilização do azoto
g	grama
H <sup>+</sup>	hidrogénio
H <sub>2</sub> O	água
HNO <sub>3</sub>	ácido nítrico
k	taxa de mineralização
KCl	cloreto de potássio
Kg	kilograma
mg	miligrama
mL	mililitro
Mn	manganês
MO	matéria orgânica
Mo	molibdénio
N- NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	azoto amoniacal
N- NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	azoto nítrico
N	azoto
N <sub>0</sub>	azoto potencialmente mineralizável
N <sub>2</sub>	azoto molecular
N <sub>2</sub> O	óxido nitroso
NH <sub>3</sub> <sup>+</sup>	amoníaco
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	ião amónia

Ni	níquel
NO	óxido nítrico
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	ião nitrito
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	ião nitrato
O <sub>2</sub>	oxigênio
P	fósforo
PAZ	pseudoazurina
Pb	chumbo
pH	potencial hidrogeniônico
PM	peso molecular
S	enxofre
SAU	superfície agrícola útil
SH	substâncias húmicas
T	temperatura (°C)
t	tempo (dias)
Zn	zinco

## Introdução

Os solos estão em geral sujeitos a diversos agentes de degradação por acção antrópica, resultado de descargas de águas residuais, do abandono de resíduos no solo e da utilização excessiva de fertilizantes químicos e pesticidas na agricultura. Porém, a contaminação dos solos implica a poluição de águas superficiais e subterrâneas, podendo originar impactos nos ecossistemas aquáticos e terrestres.

O azoto (N) é o nutriente que mais frequentemente limita a produção agrícola. Contudo ainda não existem métodos de análise de terra que permitam fundamentar, com segurança, as recomendações de fertilização azotada para a maioria das culturas. Este facto, resulta do azoto enquanto elemento nutritivo, evidenciar um comportamento peculiar no solo, diferente da maioria dos outros nutrientes, sendo muito móvel na forma de ião nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) que, por sua vez, é a forma mineral em que é principalmente absorvido pelas plantas. Por outro lado, as formas não assimiláveis encontram-se fundamentalmente ligadas à matéria orgânica, cerca de 98% do total de azoto no solo.

O facto do azoto exercer um efeito notável no crescimento e produtividade das culturas, faz com que alguns agricultores exagerem na sua aplicação elevando-a por vezes a níveis completamente insustentáveis tanto do ponto de vista agronómico como ambiental. Assim, a utilização excessiva de fertilizantes azotados, associada à elevada mobilidade do azoto no sistema solo-planta-atmosfera, pode traduzir-se em prejuízos económicos e acarretar importantes implicações na saúde humana, animal e no meio ambiente.

Na saúde humana, as implicações relacionam-se essencialmente com a presença de nitratos em quantidades excessivas nas águas de consumo. Na sanidade animal, a presença de elevados teores de nitratos ( $\text{NO}_3$ ) na água e em forragens, pode originar toxicidade, principalmente em ruminantes e em alguns casos pode conduzir à morte do animal. Em termos ambientais, são vários os perigos do excesso de azoto, nomeadamente, o contributo dos nitratos lixiviados para a eutrofização de lagoas e cursos de água e a contaminação de águas subterrâneas. De considerar igualmente a acção do óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) como gás de estufa, resultado da desnitrificação dos nitratos, e a sua implicação na destruição da camada de ozono e a acção do amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) volatilizado na química da troposfera e a sua influência na formação de deposições ácidas (chuvas ácidas).

O ciclo do azoto desempenha um papel importante na manutenção do equilíbrio da Biosfera, sendo levado a cabo por acção de uma fauna microbiana que permite a reciclagem do azoto no ambiente (Stevenson e Cole, 1999). Este elemento sofre várias transformações no solo, desde a conversão de formas orgânicas a minerais, e vice-versa, assim como, diferentes transformações entre formas minerais.

A matéria orgânica do solo (MO), devido às suas características estruturais e funcionais, é responsável pela maioria das propriedades químicas, físicas e biológicas que tornam os solos produtivos (Santos, 2005). Exerce ainda uma grande importância enquanto fonte nutritiva e, de acordo com alguns autores, é um indicador fundamental da fertilidade do solo, além de ser uma importante fonte de azoto no solo (Santos, 1991; Stevenson, 1994; Stevenson e Cole, 1999).

A mineralização do azoto é um dos processos mais importantes de transformações biológicas que ocorrem no solo, uma vez que, influencia a disponibilidade de azoto, tanto a fracção que é retida pelas plantas como aquela que é perdida através dos vários processos. Para determinar a capacidade de nitrificação/mineralização do N orgânico são utilizados métodos de incubação de amostras de solo em condições de temperatura, humidade e disponibilidade de nutrientes padronizadas, nos quais a libertação do N inorgânico é determinada em extractos obtidos por percolação ou agitação de amostras com solução salina diluída (Wang *et al.* 2003), podendo ser medido através de espectrofotometria de absorção molecular em analisador automático de fluxo segmentado (Houba *et al.*, 1994).

O potencial de nitrificação/mineralização líquida do N orgânico dos solos é estimado com recurso ao ajustamento a modelos matemáticos que, por sua vez, são utilizados para interpretar a resposta microbiana (Camargo *et al.*, 1997).

Um das preocupações do século XXI são os problemas ambientais provocados pelo excesso de azoto. Assim, torna-se cada vez mais importante a identificação das fontes, a localização, a transformação e a circulação dos excedentes deste elemento em relação às necessidades das plantas, devido aos possíveis impactos nos vários ecossistemas e as suas consequências.

O objectivo deste trabalho é o de avaliar o potencial líquido de nitrificação do N pelo método biológico de incubação aeróbia de longa duração em laboratório, assim como a sua relação com algumas características dos solos, como contributo para o estudo da nitrificação do N em solos representativos da ilha Terceira.

## Parte I -Revisão bibliográfica

### Capítulo 1 - Caracterização da ilha Terceira

#### 1.1 - Localização Geográfica

O arquipélago dos Açores está situado entre as latitudes 37° 55' e 39° 43'N e as longitudes 25° e 31° 17'W sobre a Dorsal Média do Atlântico, numa zona onde se verifica a união de três placas tectónicas, a Americana, que se desenvolve para Oeste, a Euroasiática e a Africana que se deslocam para Este. A descontinuidade das placas Euroasiática e Africana é determinada pela falha Glória, que se prolonga do Estreito de Gibraltar no sentido Leste-Oeste, terminando subitamente contra o flanco submarino a Leste de Santa Maria (Fontes, 1999).

Localizado no extremo norte do conjunto de arquipélagos atlânticos designado por Macaronésia, o arquipélago açoriano desenvolve-se segundo uma linha Sudoeste - Noroeste ao longo de cerca de 700 Km, com uma superfície terrestre total de 2326 Km<sup>2</sup>. É formado por 9 ilhas distribuídas por 3 grupos, grupo Ocidental (ilhas Flores e Corvo), grupo Central (ilhas Terceira, Graciosa, São Jorge, Pico e Faial) e grupo Oriental (ilhas Santa Maria e São Miguel).



Figura 1 – Localização geográfica do arquipélago dos Açores.

## 1.2 - Geologia e Geomorfologia

A Geomorfologia do arquipélago determina algumas das marcas predominantes da paisagem das ilhas, como as crateras de vulcões já extintos que deram origem a lagoas, mantos de lava de antigos vulcões e alguns fenómenos de vulcanismo como os geisers, sulfaratas, fumarolas e nascentes hidrotermais.

As ilhas açorianas são essencialmente constituídas por materiais de origem vulcânica de composição química muito variável, apresentando dimensões e aspectos distintos de acordo com os mecanismos eruptivos responsáveis pela sua génese, tectónica e idade de formação.

O carácter montanhoso predomina em quase todas as ilhas e de forma variada, consoante a antiguidade e intensidade das manifestações vulcânicas que lhes deram origem. As superfícies planas são pouco desenvolvidas e nem sempre localizadas a baixa altitude, enquanto que as encostas são, regra geral abruptas e pouco acessíveis. A ilha Graciosa é a ilha que apresenta uma menor altitude (402m), enquanto que é na ilha do Pico que se verifica o ponto mais alto (2351m) dos Açores, e inclusive de Portugal.

A ilha Terceira, localizada no Grupo Central ocupa uma posição central no arquipélago entre os paralelos 38° 38' 10" N e 38° 47' 40" N e os meridianos 27° 03' 00" W e 27° 24' 00" W. Apresenta uma área de aproximadamente 382 km<sup>2</sup>, em que cerca de 55% da sua superfície se localiza abaixo dos 300 m de altitude, 42,5% entre os 300 e os 800 m e 1,9 % acima de 800 m de altitude. É uma ilha vulcânica jovem, formada essencialmente por rochas ígneas e por materiais de projecção que recobrem praticamente toda a sua superfície que variam da composição basáltica à traquítica. Apresenta uma forma ligeiramente oval (28 Km por 17 Km). A sua estrutura assenta em quatro grandes cones vulcânicos: Cinco Picos, Caldeira Guilherme Moniz, Pico Alto e Serra de Santa Bárbara. A “zona de fissura” aliada ao vulcanismo de natureza basáltica e desenvolvendo-se no sentido Este-Oeste, constitui um factor importante na definição da génese da ilha.

## 1.3 - Clima

O clima do arquipélago dos Açores é estabelecido pela sua localização geográfica, pela influência da massa oceânica da qual emerge, pelas características topográficas das ilhas e por factores de ordem fisiográfica (altitude e exposição),

natureza e revestimento do solo, e pela sua proximidade do mar. Situado a norte da influência dos ventos alísios, em pleno cinturão subtropical de altas pressões, o macroclima regional é condicionado pela evolução do anticiclone dos Açores, uma das principais células subtropicais de altas pressões do hemisfério Norte, e pelo conflito de massas de ar tropical com as massas de ar mais frio, temperado ou mesmo polar. Apresenta baixas amplitudes térmicas diárias e anuais, precipitação e humidade relativa do ar elevadas. Deste modo, pode ser classificado como clima temperado, oceânico, húmido e chuvoso, ou moderadamente chuvoso (Bettencourt, 1979; Dias, 1996; Fontes, 1999).

Nos Açores em geral, a época entre os meses Setembro e Março, é caracterizada pela passagem constante de perturbações depressionárias associadas a uma frente polar, com vento forte a muito forte e tempestuoso, acompanhado de chuvas por vezes fortes. Do ponto de vista agrícola, estes ventos intensos são muito prejudiciais para as culturas, pois associado a estes, surge um fenómeno designado por “ressalga”, que pode destruir as culturas por completo. Nos restantes meses do ano, a época é menos chuvosa devido à influência do anticiclone dos Açores, registando-se um ligeiro défice hídrico.

Os níveis de precipitação (pluviosidade média anual superior a 1000 mm) e de humidade relativa (média anual de 80%) sobem de leste para oeste, da costa sul para a costa norte, com a altitude e, consoante a fisiografia da ilha. A temperatura e a insolação decrescem acentuadamente com a altitude (SRAF, 2007).

Deste modo, o clima da ilha Terceira caracteriza-se por uma fraca amplitude térmica e por uma precipitação e humidade do ar elevadas, e por um regime de ventos persistentes, evidenciando uma forte influência oceânica. Bettencourt (1979), classificou o clima das zonas baixas da ilha da seguinte forma: temperatura do ar - temperado oceânico (temperatura média anual entre 10 a 20°C e amplitude média da variação inferior a 10%); humidade do ar - húmido (humidade relativa média anual do ar, às 9 horas, entre 75 a 90%); precipitação - chuvoso (precipitação média anual entre 1000 a 2000mm).

Para a ilha Terceira, as temperaturas amenas variam em média entre os 12°C no Inverno e os 22°C no Verão, chegando a atingir os 29°C de temperatura máxima. No Inverno registam-se em média três a quatro horas de sol descoberto por dia, enquanto que no Verão esse período varia entre sete a oito horas.

#### 1.4 - Solos

A origem vulcânica do Arquipélago dos Açores, associada às características edafo-climáticas, determinam o aparecimento de uma categoria de solos designada por Andossolos.

Os Andossolos, são solos jovens na medida em que, os seus materiais originários são provenientes de erupções que ocorreram no Quaternário. Resultam de materiais vulcânicos, sobretudo do tipo piroclástico vítricos, cuja alteração leva à formação de constituintes secundários não cristalinos responsáveis por um conjunto de propriedades específicas.

Esta categoria de solos apresenta características muito distintas relativamente a outros solos minerais, nomeadamente, baixa densidade aparente, dificuldade de dispersão, elevada capacidade de retenção de água, grande poder de fixação de fósforo, valor elevado de pH em NaF, porosidade elevada, formação de micro-agregados estáveis nos horizontes superficiais, entre outras, que regra geral são atribuídas à presença dos seus constituintes, quer minerais quer minero-orgânicos (Pinheiro, 1990).

Uma das características importantes dos Andossolos é a sua riqueza em matéria orgânica (Madruga, 1995), que na maior parte das vezes se liga a substâncias minerais amorfas formando complexos muito estáveis e resistentes. Isto porque, segundo Pinheiro (1990), o desenvolvimento dos Andossolos caracteriza-se pela formação de materiais argilosos de fraca ordenação estrutural tais como, a alofana e a imogolite, e pela acumulação de complexos Al (Fe)-húmus nos horizontes superficiais. A alofana é considerada o constituinte coloidal mais importante nestes solos, embora a imogolite, a sílica opalina e a ferrihidrite, desempenhem igualmente funções importantes no desenvolvimento das características típicas destes solos.

Os perfis dos Andossolos podem apresentar-se relativamente pouco diferenciados de tipo A-C, no caso dos Andossolos Vítricos, ou mais evoluídos com um perfil de tipo A-Bw-C.

Segundo Pinheiro (1990), os solos do arquipélago Açoriano podem subdividir-se em três tipos principais: Andossolos Típicos, Andossolos Ferruginosos e em Solos Pardos.

Os Andossolos típicos localizam-se desde o nível do mar até cerca de 500-600 metros de altitude. São solos profundos, geralmente estratificados devido ao resultado de acumulações periódicas, com horizontes superficiais escurecidos devido à presença

de matéria orgânica e horizontes subsuperficiais pardo-amarelados a pardo-avermelhados. Apresentam uma textura franca, podendo vir a aparecer a maiores altitudes horizontes subsuperficiais mais evoluídos de consistência friável, conferindo ao tacto uma sensação “gordurosa”. Na superfície, apresentam estrutura granulosa e/ou grumosa, atenuando-se em profundidade devido à presença de material pouco alterado, em geral de natureza ácida ou, mais raramente, basáltica.

Os Andossolos ferruginosos, situam-se a altitudes superiores a 500 e 600 metros nas vertentes Norte e Sul, respectivamente. Apesar de os materiais de origem serem comuns aos do grupo anterior, a elevada precipitação e a menor evapotranspiração, associadas a condições de drenagem insuficiente originam uma mudança significativa do tipo de vegetação, levando a que ao processo andossolização se sobreponham fenómenos de podzolização e hidromorfia.

Os solos pardos, localizam-se nas zonas mais baixas (até aos 100-150 metros de altitude). Este tipo de solos, diferencia-se dos grupos anteriores devido à ausência de propriedades ândicas e pelas suas características minerais, com predomínio de haloisite bem cristalizada na fracção argilosa. A origem destes solos está associada ao clima, à idade e ao material originário. Uma vez que estes solos estão localizados a baixa altitude, são os que estão mais sujeitos às actividades agrícolas, designadamente ao uso arável.

Mendes (1989), descreve outra tipologia de solos muito frequentes na ilhas Açorinas, os solos litólicos. Estes solos podem ser divididos em solos húmicos e não húmicos e caracterizam-se por não apresentarem horizontes pedológicos diferenciados. Os solos húmicos são de natureza orgânica, e normalmente associados às zonas de turfeiras, enquanto que, os solos não húmicos caracterizam-se por assentar na rocha-mãe pouco ou nada meteorizada.

### **1.5 - Uso do solo**

As condições edafo-climáticas do arquipélago proporcionam excelentes condições para a produção pecuária, permitindo o pastoreio do gado praticamente durante todo o ano, pois o clima temperado húmido com elevada influência marítima aliado a solos férteis, proporciona excelentes condições naturais para produção de pastagem. Contudo, durante algumas épocas do ano a produção é insuficiente para

cobrir as necessidades alimentares do efectivo bovino, justificando-se nestes casos o recurso a forragens conservadas e a rações como complemento alimentar ao pastoreio.

Actualmente o uso do solo da região Açores, segundo SRAF (2007), divide-se em quatro grandes classes de uso, áreas agrícolas com culturas anuais, permanentes e pastagens semeadas; zonas com vegetação arbustiva ou herbácea; territórios artificializados e florestas, sendo 65%, 1%, 5% e 29%, respectivamente. A mesma fonte indica que cerca de 95% da SAU é ocupada por pastagens, prados e forragens.

### **1.6 - Vegetação**

As características naturais do arquipélago dos Açores determinam a existência de uma grande diversidade de condições agro-ecológicas.

A vegetação existente no arquipélago aquando da sua descoberta resumia-se a uma flora espontânea, onde predominava a faia (*Myrica faya* Ait.), o cedro (*Juniperus brevifolia* Hochst.), o loureiro (*Laurus azorica* Franco) o teixo (*Taxus baccata* L.) e a urze (*Erica azorica* Hochst.) (SRAF, 2007).

Dias (1996) classificou a ecologia e a sintaxonomia dos agrupamentos vegetais da seguinte forma: Vegetação costeira (Vegetação das Costas Rochosas; Prados Halofíticos; Matos Costeiros; Vegetação Dunar; Vegetação Húmida Costeira), Prados Naturais (Prado de Holcus; Prado de Festuca; Prados de Descampsia), Matos (Matos Arborescentes Encharcados; Matos de Rapa Encharcados), Florestas Naturais (Florestas de Laurifólia; Florestas de Ilex; Zimbral; Erical), Zonas Húmidas (Corpos de Águas livres; Zonas Apauladas; Zonas Apauladas Minerotróficas; Zonas Apauladas Ombrotróficas).

Tal como nas restantes ilhas dos Açores, o coberto vegetal dominante da ilha Terceira é a pastagem, ocupando cerca de 50% da sua área total, sendo que uma parcela significativa é utilizada para a produção de fruteiras (aproximadamente 480 ha) (Mendes e Dias, 2007). Contudo, ainda é possível encontrar vastas áreas de vegetação com elevado grau de pureza, como a Serra de Santa Bárbara e o complexo do Pico Alto, ocupando uma área total de cerca de 17.5 km<sup>2</sup>, onde se alberga a quase totalidade dos ecossistemas açorianos na sua inter-relação original (Dias, 2007).

## Capítulo 2 – Matéria orgânica

### 2.1 - Matéria orgânica no solo

A matéria orgânica do solo é composta por resíduos de plantas, animais e microrganismos existentes no solo em diferentes graus de decomposição e estabilidade, resultado de uma transformação contínua devido à acção de enzimas, de factores biológicos, químicos e físicos, de alterações provocadas pela ocupação do solo, e por factores ambientais (humidade, precipitação, temperatura, arejamento, etc.) (Costa, 1995; Camargo *et al.*, 2000; Spagnollo, 2004).

A quantidade de matéria orgânica presente no solo é uma característica fundamental na determinação dos seus parâmetros de aptidão, relativamente ao seu uso na produção florestal e agrícola, uma vez que, reúne um conjunto de propriedades desejáveis (Brun, 2008), conferindo ao solo propriedades físicas, químicas e biológicas benéficas, sendo um indicador fundamental da sua fertilidade. Contribui para a formação e estabilidade dos agregados do solo, aumento da porosidade e arejamento, aumento da capacidade de troca catiónica (CTC), prevenção contra processos erosivos, constitui uma reserva de energia metabólica, e é uma fonte de macronutrientes (N,P,S) e micronutrientes (B, Mo) que vão sendo gradualmente libertados e absorvidos com maior eficiência por parte das plantas. Evita e/ou reduz a lixiviação de produtos químicos e pesticidas (Pb, Cd, Cu, Al, entre outros) diminuindo desta forma a contaminação das águas superficiais e subterrâneas (Santos, 199; Porta *et al.*, 2003; Roscoe, *et al.*, 2006; Magdoff e Harold, 2009). Estes benefícios devem-se essencialmente à fracção estabilizada da MO do solo – os compostos húmicos – provenientes da decomposição de resíduos orgânicos (Gonçalves, 2005).

A composição e dinâmica da matéria orgânica é influenciada pelo tipo de solo, vegetação, clima, textura e práticas de manejo (Zech, *et al.* 1997).

Os solos contêm diferentes teores de matéria orgânica em função do equilíbrio entre a taxa de entrada de matéria orgânica no solo e a sua taxa de decomposição. (Buso e Kliemann, 2003; Simões, 2008). Deste modo, Barber (1984) citado por Brun (2008) afirma, que a composição média da matéria orgânica do solo é de aproximadamente, 50% de carbono; 39% de oxigénio; 5% de azoto; 5% de hidrogénio; 0,5% de fósforo e 0,5% de enxofre. Para Silva *et al.* (2004) citado por Favoretto (2007), os teores médios

são um pouco diferentes, o teor de carbono oscila entre 52-58%; o oxigénio entre 34-39%; o hidrogénio entre 3.3-4.8; e o azoto entre 3.7-4.15%.

A distribuição da matéria orgânica do solo não é uniforme e varia de acordo com a geometria e propriedades físicas, químicas e mineralógicas dos microhabitats, das técnicas culturais utilizadas, com tendência a uma diminuição com a profundidade do solo (Wild, 1992; Costa, 1995).

Em ecossistemas naturais, em que o tipo de vegetação permanece inalterado por um longo período de tempo, a matéria orgânica atinge uma situação de equilíbrio em que as perdas são compensadas pelos ganhos, fazendo com que o seu conteúdo permaneça estável (Brun, 2008).

A matéria orgânica pode permanecer no solo durante centenas e até milhares de anos, consoante o grau de protecção em que se encontra. A sua percentagem no solo varia entre menos de 1% em solos desérticos, a quase 100% em solos orgânicos. Em solos agrícolas varia entre 1-6% (Magdoff e Harold 2009). Segundo Herrmann (2003), solos áridos apresentam valores na ordem de 1% de MO, enquanto que solos orgânicos revelam valores superiores a 15%. Os solos minerais das regiões temperadas ostentam valores entre os 1 - 3% de MO. Nestes solos, 5% do teor de matéria orgânica, está sob a forma de azoto orgânico, o que nos indica que em solos minerais de regiões temperadas existe 0,05 – 0,15% de azoto orgânico endógeno, representando mais de 95% do azoto total do solo. Em geral, o teor em matéria orgânica na camada arável de solos em boas condições de produção não excede os 3 a 5% (Costa, 1995).

Quando as condições ambientais e as práticas de manejo do solo permanecem mais ou menos inalteráveis ao longo dos anos, a transformação dos resíduos das culturas deverá originar quantidades de matéria orgânica e de azoto orgânico equivalentes às que são mineralizadas. No entanto, se as condições são modificadas, o balanço é alterado e as perdas podem exceder os ganhos e vice-versa (Campbell, 1978, citado por Rodrigues e Coutinho, 2000).

De acordo com MADRP (1997), a taxa média de mineralização da matéria orgânica (considerando uma relação carbono/azoto de 12) situa-se entre 2% a 3% para Portugal Continental, o que corresponde à libertação de 30 a 40 kg de azoto por hectare, ano e unidade percentual de matéria orgânica. Mas como referido anteriormente, estes valores estão dependentes de uma diversidade de factores.

## **2.2 - Factores que condicionam a decomposição e mineralização da matéria orgânica no solo**

A dinâmica da mineralização da matéria orgânica é condicionada por factores intrínsecos e extrínsecos, que incidem sobre a população microbiana do solo e orientam as reacções químicas e bioquímicas (Porta *et al.*, 2003). Os factores que regulam a actividade microbiana – temperatura, pH, humidade, disponibilidade de oxigénio, nutrientes inorgânicos, acesso ao substrato, entre outros, influenciam a decomposição e mineralização da matéria orgânica (Wild, 1992).

Os microrganismos do solo funcionam de forma mais eficiente para valores de pH entre 6 a 8, sendo nesta faixa que os nutrientes essenciais estão mais disponíveis para as plantas. Para valores de pH inferior a 4.5, a sua actividade é inibida, assim como para valores de pH superiores a 8.5 (Donahue *et al.*, 1983; Stahlberg, 2006; Magdoff e Harold, 2009).

De acordo com Simões (2008), solos com níveis elevados de matéria orgânica apresentam populações microbianas mais elevadas, logo uma maior actividade biótica com efeitos directos e indirectos na disponibilização de nutrientes.

Para valores de temperatura e humidade elevados é favorecido a actividade microbiana, e por conseguinte, o processo de mineralização com a consequente imobilização de nutrientes (numa primeira fase) e posteriormente a sua libertação na rizosfera (principalmente iões amónio e nitratos) (Simões, 2008). Pelo contrário, longos períodos de temperaturas baixas retardam a taxa de decomposição da matéria orgânica (Tisdale *et al.*, 1985).

Baixos níveis de humidade reduzem a taxa de decomposição, podendo mesmo impedir a actividade microbiana. Já níveis demasiado elevados, associados a baixos valores de oxigénio, modificam o processo de decomposição, passando este de aeróbio a anaeróbio (Gonçalves, 2005). Em condições de anaerobiose, a decomposição torna-se incompleta e muito lenta.

## **2.3 - Decomposição da matéria orgânica**

A matéria orgânica para facultar os nutrientes às plantas necessita de sofrer um processo de decomposição microbiológica, seguido da mineralização dos seus constituintes e humificação.

Devido à rica composição em substâncias energéticas e elementos nutritivos, os resíduos orgânicos são rapidamente colonizados por microrganismos, incluindo bactérias, fungos, actinomicetas, algas e protozoários, mesofauna edáfica composta por lombrigas, moluscos, nemátodos e artrópodes que, em condições ambientais favoráveis, procedem à decomposição da matéria orgânica (Porta *et al.*, 2003; Spagnollo, 2004).

Em solos arejados, a decomposição de resíduos orgânicos evolui de forma natural, através da acção de microrganismos heterotróficos aeróbios de diversos grupos taxonómicos que utilizam o oxigénio para que, através de reacções de oxidação-redução, possam decompor a matéria orgânica, obtendo desta forma a energia necessária às suas funções vitais (Gonçalves, 2005).

Durante o processo de decomposição da matéria orgânica, são vários os elementos que vão sendo libertados, nomeadamente o azoto, que é o constituinte fundamental das proteínas, o fósforo contido nos fosfatos, nos ácidos nucleicos e nos fosfolípidos e o enxofre que é um dos elementos mais importantes em alguns aminoácidos (essencialmente a cistina e a metionina), assim como, a libertação de hormonas, vitaminas e outras substâncias de interesse para as plantas e para a população microbiana do solo (Santos, 1991; Wild, 1992; Pereira, 1998 citado por Silva, 2008).

Todavia, segundo Roscoe (2006), durante a decomposição destes resíduos orgânicos, alguns compostos escapam à acção biológica através da interacção com colóides minerais do solo, ou pelas próprias características estruturais que lhes conferem recalcitrância (resiliência), e passam a formar o húmus ou a matéria orgânica coloidal do solo. Deste modo, a qualidade e quantidade dos resíduos orgânicos implicam uma maior ou menor acumulação de MO.

O processo de decomposição da matéria orgânica envolve três fases distintas (figura 2), fase de degradação ou de decomposição rápida, fase de humificação e fase de estabilização (Gonçalves, 2005).

A primeira fase, de degradação ou de decomposição rápida, caracteriza-se por um período em que existe um crescimento exponencial da população microbiana, o que leva a uma rápida decomposição da fracção facilmente biodegradável da matéria orgânica (glúcidos solúveis e hidrosolúveis, lípidos, proteínas, entre outros) nas suas moléculas mais simples (açúcares, aminoácidos, ácidos gordos voláteis, etc.). Como consequência desta acção microbiana, e na presença de oxigénio e água, são produzidos dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), água (H<sub>2</sub>O), amoníaco (NH<sub>3</sub>), metabolitos intermédios, e

uma grande quantidade de calor. As concentrações elevadas de metabolitos intermédios produzidos, dos quais alguns fitotóxicos (amoníaco, ácidos gordos voláteis e alguns ácidos orgânicos) são responsáveis por provocar acentuadas quebras na produção das culturas, caso os resíduos orgânicos entrem em contacto com as sementes ou raízes (Gonçalves, 2005).

Na fase de humificação, desenvolve-se uma nova biodiversidade microbiana, fungos, actinomicetas e bactérias, que irão substituir a população microbiana da fase anterior, que entretanto, se vai decompondo, libertando CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O, NH<sub>3</sub> e energia, permitindo desta forma, a reciclagem de nutrientes, particularmente o azoto. A contínua reciclagem do azoto e o consumo de carbono, faz com que a relação C/N váia diminuindo de forma mais ou menos acentuada, consoante as características dos resíduos. Nesta fase, é degradada a fracção de resíduos orgânicos que é lentamente biodegradável (hemicelulose, celulose e quitina) e a fracção mais resistente (lenhina e linhocelulose). Embora esta fase, seja relativamente mais lenta que a fase anterior, a velocidade com que ocorre depende da quantidade de material adicionado, do azoto disponível, da temperatura, do teor de humidade e da actividade microbiana do solo (Campbell, 1978; citado por Rodrigues e Coutinho, 2000; Gonçalves, 2005).

A fase de estabilização caracteriza-se por uma série de processos químicos complexos de condensação e polimerização, durante os quais ocorre formação de polímeros estáveis, os ácidos húmicos castanhos (PM até 50 000) e os ácidos húmicos cinzentos (50 000<PM<100 000. Durante esta fase há um decréscimo acentuado da população microbiana e da produção de CO<sub>2</sub>, mas um aumento da mineralização do azoto.

A função bioquímica das enzimas é de extrema importância em todas as etapas do processo de decomposição da MO no solo. Funcionam como catalisador dos processos biológicos e na manutenção da vida no solo, promovendo a estabilidade e estrutura no funcionamento do ciclo dos vários nutrientes (Makoi e Ndakidemi, 2008). A actividade enzimática actua como uma boa indicação para as alterações quantitativas da MO do solo (Roscoe, 2006).

De acordo com Alves (2009), o aumento da actividade enzimática no solo está relacionado com o aumento do conteúdo em MO, traduzindo um acréscimo das comunidades microbianas e estabilização das enzimas nos ácidos húmicos. Destacam-se

as enzimas desidrogenase, fosfatase e urease, como fundamentais na decomposição de materiais orgânicos endógenos e exógenos nos solos.

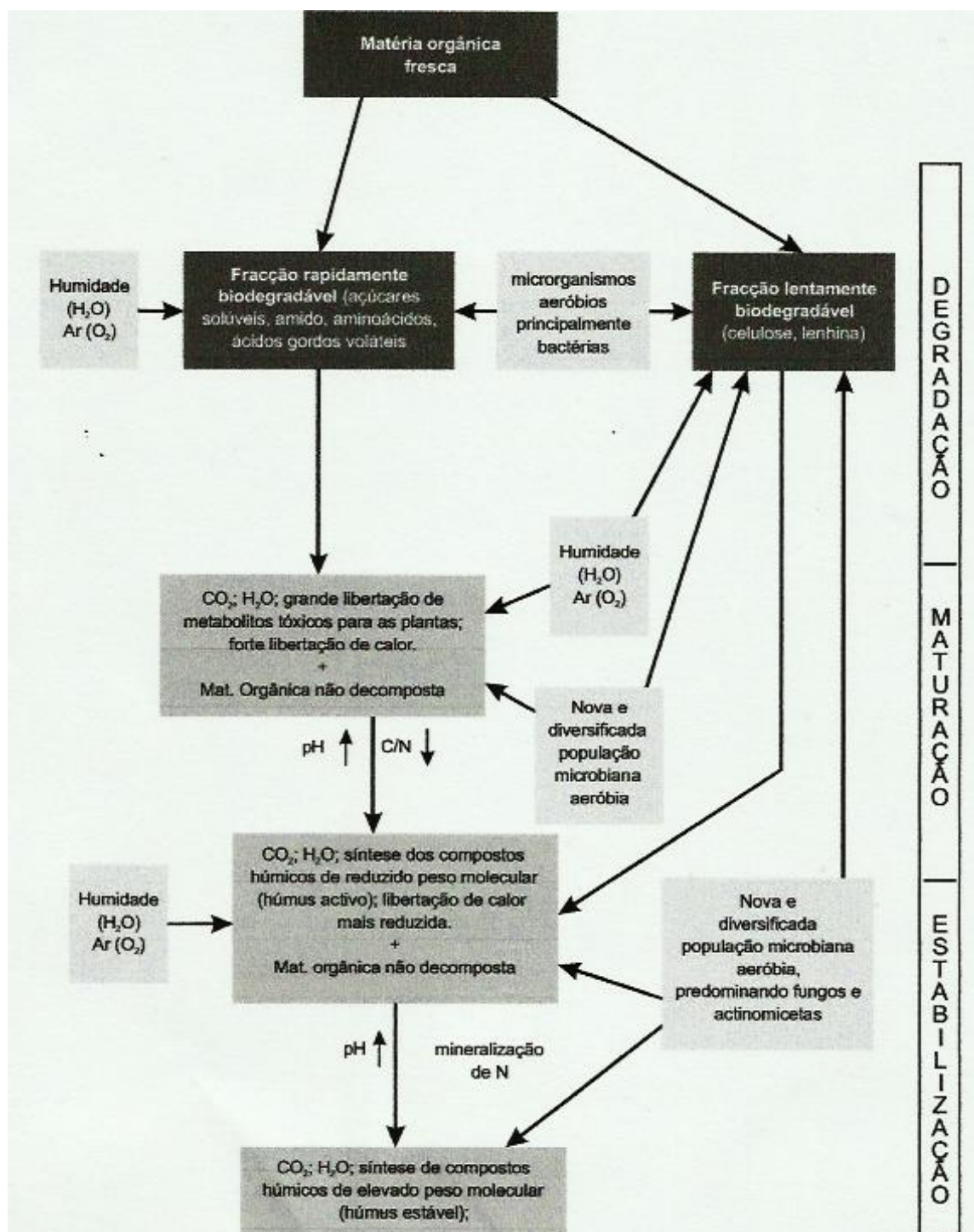


Figura 2 – Representação esquemática do processo de decomposição e estabilização da matéria orgânica (adaptado de Gonçalves, 2005).

Os sistemas de manejo do uso do solo, juntamente com a biomassa microbiana, são responsáveis por intensificar ou retardar os processos de decomposição, mineralização e humificação no solo. Estas fases regulam a expressão das propriedades emergentes importantes, como a formação e estabilização dos agregados, formação do sistema poroso, fluxo de nutrientes, manutenção da diversidade, simbioses e antagonismos (Roscoe, 2006).

A constante degradação da matéria orgânica constitui uma importante fonte de azoto, embora sempre dependente das condições ambientais (Simões, 2008).

Como já foi amplamente referido, a MO presente nos solos consiste numa mistura de resíduos, em diferentes estágios de decomposição, resultantes da degradação química e biológica de restos de vegetais e animais, e da actividade metabólica dos microrganismos do solo. Esta matéria resultante é designada de húmus, na qual podemos englobar as substâncias húmicas e as substâncias não húmicas.

A velocidade da mineralização e a quantidade de nutrientes libertados diferem muito entre estas fracções de matéria orgânica do solo (Zech *et al.*, 1997).

As substâncias húmicas são os componentes mais estáveis da matéria orgânica, representando cerca de 80% do carbono presente nos solos (Favoretto, 2007). Apresentam uma estrutura química de grande dimensão e elevada complexidade tridimensional, com um vasto número de grupos funcionais. São consideradas o estágio final da evolução dos compostos de carbono do solo e são as componentes mais recalcitrantes da matéria orgânica, uma vez que são compostas por uma mistura heterogénea de compostos orgânicos naturais de elevada massa molecular (Stevenson, 1994). Possuem elevada capacidade de retenção e armazenamento de água, o que se torna importante para evitar e/ou reduzir processos erosivos. No solo, possuem grande capacidade de retenção de calor, devido à sua cor escura, beneficiando a germinação de sementes, desenvolvimento de raízes, assim como no transporte de compostos orgânicos no ambiente (Favoretto, 2007). Podem ser divididas em três fracções, de acordo com a sua solubilidade a diferentes valores de pH, em ácidos fúlvicos (AF), ácidos húmicos (AH) e huminas (HUM) (Rossi, 2009).

O facto de serem estruturas moleculares heterogéneas, leva a que estas possuam geralmente uma boa capacidade tampão na variação do pH, permitindo deste modo um controlo químico sobre o meio. Dependendo das condições do meio são capazes de influenciar a redução de espécies metálicas, adsorver compostos orgânicos e

inorgânicos, complexar iões metálicos e desta forma influenciar o transporte, acumulação, toxicidade, biodisponibilidade de espécies químicas e nutrientes para as plantas e outros organismos (Rodrigues, 2007).

Os ácidos fúlvicos e húmicos quando estão presentes nas águas para consumo humano reagem com o cloro livre, que é normalmente utilizado como produto de desinfecção, conduzindo à formação de compostos orgânicos halogenados, genericamente designados de produtos de desinfecção (Rodrigues, 2007).

O grupo das substâncias não húmicas (matéria orgânica não humidificada) inclui os resíduos de plantas e animais em decomposição e produtos resultantes dessa decomposição, componentes orgânicos azotados e não azotados, tais como, proteínas, hidratos de carbono, aminoácidos, ácidos orgânicos, gorduras, ceras, resinas, entre outros. Estes componentes de natureza não específica, constituem cerca de 10 a 15% da quantidade total de matéria orgânica do solo, sendo de decomposição mais rápida que o segundo grupo (Brun, 2008). Esta fracção é biodegradável e fortemente influenciada pelas condições climáticas, designadamente, humidade do solo, estágio de crescimento e desenvolvimento da vegetação, adição de resíduos orgânicos e práticas de manejo (Bot e Benites, 2005).

#### **2.4 - Razão Carbono/Azoto (C/N)**

A razão C/N (carbono/azoto) é o quociente de carbono orgânico total pelo azoto orgânico total do solo. É um indicador fundamental da decomposição da matéria orgânica no solo, fornecendo informações acerca do seu estado de humificação. Esta relação permite estimar a competição entre os nutrientes essenciais à actividade dos microrganismos do solo, assim como determinar os tipos de matéria orgânica característicos dos diferentes tipos de solos (Costa 1975 e 1995; Luchese *et al.*, 2002, citado por Santos, 2007) sendo que para cada complexo clima-vegetação-solo, tende a estabelecer-se uma razão C/N pouco variável.

Se a matéria orgânica possuir uma razão C/N elevada, ou seja, pouco azoto, os microrganismos tenderão a usar o azoto disponível proveniente do solo e dos fertilizantes (Meneghin, 2006), promovendo a sua imobilização temporária.

A razão C/N na camada arável de solos cultivados das regiões temperadas, oscila entre 8:1 a 15:1 com uma média de 10:1 a 12:1, aumentando provisoriamente aquando

da incorporação de estrumes e de outros adubos orgânicos (Brady, 1974; Costa, 1995). Este valor médio pode ser maior ou menor, consoante o estado de decomposição dos componentes. Em solos orgânicos, em que a transformação dos resíduos é muito lenta, a razão C/N pode atingir valores superiores a 30, verificando-se o mesmo em horizontes orgânicos de alguns solos minerais. No horizonte A1 de solos minerais, esta razão varia entre 10 a 15, nunca ultrapassando valores superiores a 25. A razão C/N tende a diminuir com a profundidade do solo, encontrando-se vulgarmente no subsolo valores da ordem dos 5 a 9 (Costa, 1995).

## **Capítulo 3 – Azoto**

### **3.1 – O Azoto**

O azoto é um elemento essencial para o crescimento das plantas, sendo um constituinte de inúmeros metabolitos de natureza proteica existentes na planta. É o elemento que mais frequentemente limita a produção agrícola, não só pelas grandes quantidades de que as plantas necessitam, mas pelo facto se encontrar no solo em pequenas e variáveis quantidades.

### **3.2 - Ciclo do azoto**

O azoto molecular ( $N_2$ ) é o composto gasoso mais abundante na atmosfera terrestre, constituindo cerca de 80% da sua composição. Contudo, na sua forma molecular é termodinamicamente muito estável, por isso não é passível de ser aproveitado de forma directa pela maioria dos organismos como fonte de azoto. Apenas algumas espécies de organismos procariontes possuem a capacidade de fixar o azoto atmosférico. Os restantes seres vivos dependem da disponibilidade de formas combinadas deste elemento.

O ciclo do azoto (figura 3) desempenha um papel importante na manutenção do equilíbrio da Biosfera. Os microrganismos realizam um papel primordial neste ciclo, definido por processos microbianos únicos que afectam de forma directa a disponibilidade dos diversos compostos azotados nos ecossistemas, permitindo a reciclagem do azoto no ambiente (Stevenson e Cole, 1999).

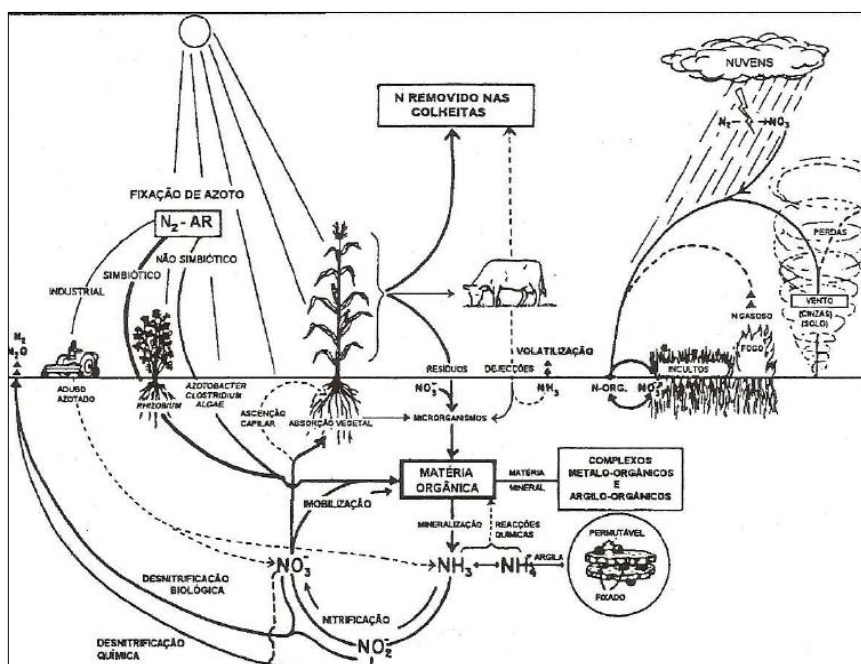


Figura 3 - O ciclo do azoto (adaptado de Stevenson, 1986).

### 3.3 - Formas de azoto no solo e absorção pelas plantas

O azoto encontra-se no solo em equilíbrio dinâmico sob a forma orgânica e mineral (inorgânica), sendo este equilíbrio governado essencialmente pela imobilização (reversão) das formas minerais e a mineralização das formas orgânicas (Santos, 1991).

As formas orgânicas representam 95 a 98% do total de azoto no solo. Não são absorvidas pelas plantas, com exceção de moléculas solúveis de baixo peso molecular, como alguns aminoácidos, proteínas associadas a lenhinas, açúcares e partículas de argila. Constituem uma reserva de nutrientes disponíveis para as plantas após a mineralização realizada pelos microrganismos do solo (Stevenson, 1986; Santos, 1991; Meneghin, 2006).

A fração de azoto mineral no solo é reduzida, cerca de 2 a 5% do N total, e abrange diferentes formas químicas: azoto molecular ( $N_2$ ), que é passível de ser “fixado” pelos microrganismos do solo na forma amoniacal ( $NH_4^+$ ), podendo depois evoluir no solo para nitrito ( $NO_2^-$ ) e nitrato ( $NO_3^-$ ) (Santos, 1991). As formas de azoto normalmente absorvidas pelas plantas são o ião nitrato e o ião amônio (Stevenson, 1994). O azoto inorgânico pode ser fornecido ao solo por três fontes principais: matéria orgânica do solo, azoto atmosférico e fertilizantes minerais azotados.

Tisdale *et al.* (1985); Santos (1991); Simões (2008), afirmam que as plantas demonstram preferência pela absorção do azoto na forma nítrica ( $\text{N-NO}_3^-$ ) e /ou forma amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ), embora esta preferência dependa de factores genéticos inerentes à planta, da disponibilidade destes elementos no solo e de factores ambientais. A concentração do ião nitrato no solo é geralmente muito superior à do ião amónio, entre 10 a 1000 vezes, resultado da acção dos microrganismos que convertem a forma amoniacal em forma nítrica (Varenes, 2003).

Em solos encharcados e/ou com pH muito ácido, as plantas têm tendência a absorver o azoto na forma amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ), neste processo ocorre a libertação de um protão com efeito acidificante. Neste caso, o  $\text{NH}_4^+$  tem de ser logo assimilado pela raiz, devido ao facto de ser fitotóxico, o que faz com que as plantas necessitem de muita energia para a assimilação do azoto. Em solos arejados, as plantas absorvem maioritariamente  $\text{NO}_3^-$  (forma nítrica), processo em que ocorre a libertação de bicarbonato, verificando-se um efeito contrário no solo. Se a forma de azoto disponível no solo é o ião nitrato, este pode ser absorvido e acumulado na parte aérea da planta, nomeadamente nos vacúolos dos tecidos condutores. No entanto, quando o azoto é absorvido nesta forma, tem de ser reduzido para que possa ser assimilado, o que conduz a elevados custos energéticos para as plantas (Simões, 2008; Magalhães, 2009).

Estas duas formas de azoto que são absorvidas pelas plantas com mais ou menos facilidade, resultam sobretudo da degradação de compostos azotados mais complexos que existem tanto na matéria orgânica, como na população microbiana do solo (Simões, 2008).

Independentemente da forma em que o azoto é absorvido pelas plantas, conduz a implicações na rizosfera e no metabolismo vegetal, favorecendo o aparecimento de alterações bastante visíveis nas culturas, quer benéficas quer nefastas à própria planta. De acordo com Marschner (1986), um aumento da disponibilidade de azoto retarda a senescência e estimula o crescimento, assim como altera a morfologia da planta sobretudo se a disponibilidade é elevada durante o crescimento inicial, pois incrementa o alongamento dos caules, o crescimento das raízes é inibido, as folhas apresentam um maior comprimento e largura e, por conseguinte, uma maior área; a espessura das folhas decresce e tornam-se pendentes, reduzindo deste modo, a interceptação da luz.

### **3.4 - Dinâmica do azoto no solo**

O azoto sofre várias transformações no solo, desde a conversão de formas orgânicas a minerais, e vice-versa, assim como diferentes transformações entre formas minerais (Magalhães, 2009).

#### **3.4.1 - Mineralização**

A mineralização é um processo fundamental no ciclo do azoto. É responsável pela conversão do azoto orgânico em formas minerais (amoniacal e nítrica) utilizáveis pelas plantas, e corresponde à degradação da matéria orgânica no solo, endógena ou exógena (resíduos de culturas, ou adubos orgânicos) pela microflora e microfauna do solo. Este processo ocorre por intermédio de microrganismos heterotróficos (bactérias, fungos e protozoários), acompanhado da libertação de  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2\text{O}$ , em que o azoto amoniacal é libertado quando os microrganismos utilizam o azoto orgânico como fonte de energia (Stevenson, 1999; Santos, 1991; Camargo, 1997).

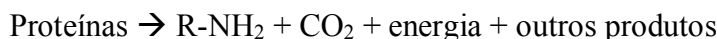
Genericamente, a mineralização pode ocorrer a dois níveis: mineralização primária e mineralização secundária. Segundo Santos (1991), a mineralização primária ocorre quando é fornecido material orgânico ao solo, e durante esta transformação derivam produtos mais simples, de entre eles, o azoto e o fósforo, que ficam logo disponíveis para as plantas, embora esta disponibilidade imediata esteja condicionada por uma série de factores, especialmente pela razão C/N dos materiais orgânicos aplicados ao solo.

A mineralização do azoto orgânico ocorre através de três fases distintas, aminização, amonificação e nitrificação.

##### **3.4.1.1 - Aminização**

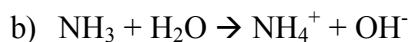
A fase de aminização consiste na decomposição de moléculas orgânicas de grande dimensão em constituintes mais simples, como os aminoácidos e aminas através da acção de enzimas extracelulares produzidas por microrganismos heterotróficos presentes no solo, essencialmente por bactérias e fungos. Durante este processo ocorre a formação de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), energia, e de “outros produtos” entre os quais se incluem nutrientes vegetais. As formas de azoto  $\text{R-NH}_2$  são compostos muito simples

que não são absorvíveis pelas plantas superiores (Santos, 1991). Assim, este processo pode ser representado pela seguinte equação:



#### 3.4.1.2 - Amonificação

A amonificação corresponde à fase em que ocorre oxidação dos compostos formados na fase anterior (aminização), por intermédio de enzimas intracelulares de outros grupos de microrganismos heterotróficos, designados por amonificantes. Esta fauna microbiana converte os aminoácidos e aminas (obtidos na fase anterior), em sais amoniacais, com libertação de energia e formação de amoníaco, que posteriormente se vai protolisar com formação de  $\text{NH}_4^+$ , como mostram as seguintes reacções:



É durante a fase de amonificação que aparece a primeira forma de azoto mineral ( $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ ) que é passível de ser absorvida pelas plantas.

O azoto amoniacal formado na fase de amonificação poderá ter vários destinos, nomeadamente, absorção pelas plantas; adsorvido nos colóides minerais e orgânicos do solo; fixado nos espaços intercalares dos minerais do tipo 2:1; volatilizado sob a forma de  $\text{NH}_3$ ; ou ainda imobilização biológica.

Stevenson (1999), não diferencia as fases de aminização e amonificação, classificando o processo geral da transformação das formas orgânicas em  $\text{NH}_4^+$  por amonificação. Por sua vez, Paul e Clark (1996) citado por Rodrigues (2000), definem a mineralização como a degradação de proteínas, glícidos e ácidos nucleicos a  $\text{NH}_4^+$ , ficando excluída desta definição a fase de nitrificação.

#### 3.4.1.3 - Nitrificação

O processo de nitrificação consiste na oxidação de  $\text{NH}_4^+$  em  $\text{NO}_3^-$ , por intermédio de microrganismos autotróficos aeróbios. (Santos, 1991; Tisdale *et al.*, 1985). Em condições normais, constitui a última fase da mineralização. A nitrificação ocorre devido à actividade microbiana e à fauna invertebrada do solo, embora esta fauna

seja apenas um promotor do processo. No entanto, Parkin e Berry (1999), de acordo com um estudo efectuado, aponta as minhocas como responsáveis por elevadas taxas de nitrificação e, por conseguinte, transformações de azoto no solo.

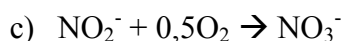
No processo de nitrificação, o amoníaco e o nitrito são utilizados como dadores de electrões para a produção de ATP. Porém, a oxidação destes compostos azotados inorgânicos produz quantidades relativamente baixas de ATP, de modo que, são necessárias enormes quantidades destes compostos para que ocorra o crescimento bacteriano (Militão, 2004).

A transformação do amónio a nitrato requer a oxidação do azoto desde a sua forma mais reduzida (estado de oxidação -3) até à mais oxidada (estado de oxidação +5). Este processo ocorre em duas fases distintas, em que intervêm diferentes organismos. São designadas de bactérias nitrificantes, as responsáveis pelo processo de nitrificação, correspondente aos géneros *Nitrossomas* e *Nitrobacter* que oxidam  $\text{NH}_4^+$  a  $\text{NO}_2^-$  e  $\text{NO}_2^-$  a  $\text{NO}_3^-$ , respectivamente (Russel, 1973; Wild, 1992; Amlinger, *et al.*, 2003).

a) Etapa *Nitrossomas* (o  $\text{NH}_4^+$  é convertido em  $\text{NO}_2^-$ )



b) Etapa *Nitrobacter* (o  $\text{NO}_2^-$  é convertido em  $\text{NO}_3^-$ )



Em termos gerais, o processo de nitrificação pode ser representado pela seguinte equação geral:



A transformação de nitritos em nitratos é, regra geral um processo rápido, isto faz com que o  $\text{NO}_2^-$ , que é fitotóxico não se acumule no solo, no entanto, visto que a nitrificação é um processo acidificante (formação de  $\text{H}^+$ ) e pode ocorrer em duas fases distintas, existe a possibilidade, embora escassa de ocorrer acumulação de  $\text{NO}_2^-$  que só acontece em condições de pH muito elevado, provocando toxicidade no solo (Santos,

1991). A rapidez com que ocorre o processo de nitrificação, é tanto maior, quanto mais arejados forem os solos. (Rodrigues, 2004; Magalhães, 2009).

O nitrato produzido por nitrificação constitui a principal fonte de azoto disponível para assimilação pelas plantas, fungos e bactérias. O nitrato é reduzido a amoníaco nas células, sendo posteriormente assimilado. Este processo designa-se por redução assimilatória do nitrato. A amplitude deste processo é proporcional à necessidade do azoto para o crescimento das plantas, uma vez que o amoníaco não é excretado (Militão, 2004).

#### **3.4.1.3.1 - Factores que influenciam a nitrificação**

As condições prévias para que ocorra a nitrificação no solo são a presença de organismos nitrificadores e de uma substrato amoniacal. Contudo, a quantidade de nitratos formada depende de uma acção conjunta de factores, como a temperatura, a humidade e arejamento do solo, o pH, e a possível presença de elementos tóxicos:

- i) Temperatura – A nitrificação como processo biológico tem limites de temperatura. Este factor exerce grande influência sobre o crescimento bacteriano, devido ao facto de estar associada à velocidade das reacções metabólicas dos microrganismos. A nitrificação torna-se mais eficaz para temperaturas entre os 25-30°C. Para valores fora desta zona, a actividade das nitrobactérias vai sendo progressivamente reduzida, verificando-se uma estagnação quase total, para valores abaixo de 0°C e acima de 50°C (Russel, 1973; Wild, 1992; Santos, 1991; Stevenson, 1999).
  
- ii) Humidade – Taxas de humidade elevadas ou baixas traduzem-se num abaixamento na nitrificação (Brady, 1974). Para níveis baixos, a actividade microbiana é reduzida, assim como a mineralização de N orgânico porque a quantidade de amónio fica limitada. Embora as bactérias nitrificantes possam produzir quantidades apreciáveis de nitratos com valores baixos de humidade. O encharcamento (humidade elevada no solo), origina quantidades significativas de N<sub>2</sub>O e NO lançados para a atmosfera

(cambão). Existe uma ligação entre a humidade e o arejamento do solo (Wild, 1992).

- iii) Arejamento – Dado que este processo é realizado por microrganismos aeróbios, ocorrerá em melhores condições quando o solo, pelo facto de ter boa estrutura, textura grosseira e ser bem manipulado, apresentar arejamento adequado. A nitrificação é favorecida quando a percentagem de oxigénio no solo for semelhante à da atmosfera, que é cerca de 20% .
- iv) pH do solo – a nitrificação ocorre com dificuldade em solos muito ácidos. Os valores de pH próximos da zona de neutralidade (7.5 a 8.2) são tidos como óptimos para o desenvolvimento da nitrificação, dado que esta etapa tem produção reduzida para valores de pH inferiores a 4,5 e superiores a 10 (Wild, 1992; Militão, 2004; Filho, 2009).
- v) Presença de  $\text{NH}_4^+$  – A nitrificação é favorecida pela presença de sais amoniacais, uma vez que as nitrobactérias actuam sobre os compostos amoniacais.
- vi) Outros elementos – Os elementos cálcio e o fósforo estimulam o processo de nitrificação (Santos, 1991). No entanto, a prata, o cádmio, o mercúrio, o crómio, o níquel, o alumínio, o boro, o selénio e o ferro atenuam, ou mesmo inibem este processo (Cambão, 2000).

Do ponto de vista agronómico e ecológico, é um processo de grande importância pois a formação microbiológica de nitratos é a principal via através da qual as plantas têm acesso a este anião.

O enriquecimento do solo em nitratos por este processo poderia reduzir a necessidade de aplicação de fertilizantes artificiais no solo. Contudo, o nitrato é a forma mais móvel de azoto no solo, logo por isso, mais susceptível de lixiviação, isto porque possui carga negativa e não se liga às partículas do solo carregadas negativamente, de modo que pode ser facilmente lixiviado, ao contrário, os iões amónia possuem carga positiva e são retidos pelas partículas do solo (Stevenson e Cole, 1999; Militão, 2004).

Deste modo, a transferência de formas azotadas inorgânicas, como os nitratos e nitritos, da superfície dos solos para reservatórios freáticos subterrâneos acarreta consequências, nomeadamente, uma diminuição da produtividade (resultado do enfraquecimento do solo em compostos azotados necessários para o crescimento das plantas) e a possibilidade de ocorrência de problemas de Saúde Pública (devido a um aumento em nitritos e nitratos nos lençóis freáticos).

#### **3.4.1.3.2 - Destino dos nitratos**

De acordo com Santos (1991) e Amado (2002), os nitratos podem ter os seguintes destinos: absorção radicular; arrastamento pelas águas: lixiviação e/ou transporte superficial; imobilização: à semelhança do  $\text{NH}_4^+$  pode ser temporariamente imobilizado pelos microrganismos, ou seja, pode ter reacção biológica, sendo a única reacção que o  $\text{NO}_3^-$  pode sofrer; ou ainda sofrer desnitrificação que em condições normais a mineralização termina na etapa da nitrificação, porém podem ocorrer condicionalismos que levam à volatilização por efeito de um processo de desnitrificação.

#### **3.4.1.3.3 - Intoxicação de bovinos por nitratos**

As fontes de intoxicação mais comuns por nitratos e nitritos nos animais são o consumo de plantas, principalmente gramíneas forrageiras num estado vegetativo inicial, por excessos de fertilizantes azotados, e através da ingestão de água contaminada com nitratos (Jonck, 2010).

As espécies mais sensíveis são os suínos, seguidos dos bovinos, ovinos e equinos. Esta sensibilidade depende da capacidade que cada espécie tem em transformar nitratos em nitritos. No caso dos ruminantes, que ingerem níveis elevados de nitratos as bactérias do rúmen reduzem estes compostos a nitritos, que por sua vez, são absorvidos e oxidam o ião ferro da hemoglobina transformando-a em meta-hemoglobina. Para níveis na ordem de 30 a 40% de meta-hemoglobina ocorrem apenas sinais clínicos, já níveis entre 80 a 90% podem levar á morte (Radostits *et al.*, 2007 citado por Amorim 2008).

Jonck (2010) observou, de acordo com um estudo efectuado que pastagens de aveia (*Avena sativa*) e de azevém (*Lolium perenne* spp) cultivadas em solos com um

uso excessivo de matéria orgânica, principalmente de suínos e de aves e/ou fertilizantes químicos ricos em azoto, podem acumular nitratos e originar intoxicações em bovinos.

Esta perturbação é caracterizada principalmente pelos animais apresentarem respiração ofegante, sangue de cor mais escura, mucosas de cor castanha escura e morte rápida que ataca os bovinos sobretudo durante o período de Inverno/Primavera, estando a intoxicação por nitratos sempre relacionada com a ingestão de pastagens com elevado teor em nitratos (Medeiros *et al.*, 2003; Jonck, 2010).

No caso de intoxicação por água contaminada por nitratos, os sintomas surgem 15 a 20 minutos após a ingestão, e os animais padecem de sintomas idênticos (Medeiros *et al.*, 2003).

No mercado existe uma grande variedade de testes, essencialmente à base de difenilamina, que podem ser efectuados para determinar, embora de forma qualitativa, o teor em nitratos nas pastagens e prevenir desta forma o uso de pastagens excessivamente ricas em nitratos. As concentrações mínimas de nitrato na matéria seca das plantas suficiente para produzir intoxicação variam entre 0.5 a 4.0% (Jonck, 2010).

O diagnóstico de intoxicação por nitrato/nitrito em bovinos pode ser efectuado através de dados epidemiológicos, sinais clínicos, pelo teste de difenilamina e através avaliação das concentrações de nitrato na pastagem.

### **3.4.2 - Factores que afectam a mineralização**

São diversos os factores que influenciam a actividade dos microrganismos e, consequentemente, o processo mineralização/imobilização, nomeadamente:

- i) Temperatura – A taxa de imobilização de N aumenta com o aumento da temperatura, situando-se o ponto óptimo deste processo a sensivelmente a 35°C, para a maioria dos solos. Para valores superiores, ocorre a redução do crescimento e a morte de células microbianas. Para valores inferiores a 5°C diminui a formação de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. A temperatura óptima para que ocorra o processo de amonificação situa-se acima dos 50°C (Dalias, 2002; Sierra, 2002; Meneghin, 2006).

- ii) Humidade – Em condições de baixos níveis, ou mesmo ausência de oxigénio, a mineralização é mais lenta e os produtos formados são diferentes, havendo uma menor imobilização devido à menor massa microbiana. Em condições óxicas, e se a concentração de N do resíduo for baixa, a imobilização tende a ser elevada resultado de uma maior biomassa microbiana (Rodrigues, 2000; Meneghin, 2006). Em solos re-humedecidos, há um aumento da taxa de mineralização do N relativamente aos solos que mantêm o teor de humidade constante. Os valores óptimos de humidade situam-se entre os 50% e 65% de capacidade de campo (Carranca, 2000 citado por Amado, 2002).
  
- iii) Arejamento – Dado que a mineralização é um processo efectuado por organismos aeróbios, ocorre de modo mais eficaz quando o solo apresenta níveis de arejamento adequados a este processo. O arejamento do solo está directamente relacionado com o teor de humidade;
  
- iv) pH – A mineralização é muito influenciada pelo pH do solo, sendo os valores óptimos a este processo entre 6 e 8. Para valores inferiores a 4, a mineralização é limitada, resultando de uma menor actividade microbiana (Cameira, 1999 citado por Amado 2002).
  
- v) Relação C/N – Quando a relação é relativamente alta, a população microbiana tende a multiplicar-se e a imobilizar temporariamente os nutrientes. Quando esta relação é baixa, a mineralização predomina.
  
- vi) Fauna microbiana – Solos com níveis elevados de matéria orgânica, temperaturas e humidades elevadas, apresentam populações microbianas mais elevadas e, por conseguinte maior actividade biótica, com efeitos directos e indirectos na disponibilização de nutrientes, isto é, no processo de mineralização (Simões, 2008).

- vii) Textura – Solos arenosos apresentam uma constante de mineralização elevada e teores de N potencialmente mineralizável relativamente baixos, enquanto que, solos argilosos apresentam uma menor constante de mineralização e teores de N potencialmente mineralizável elevados. Em solos argilosos surge a formação de compostos organo-silicatos estáveis que dificultam a acção microbiana. Deste modo, a constante de mineralização dos solos argilosos tende a ser menor que a dos solos arenosos e a sua capacidade de fornecimento de N às plantas aumenta em virtude do maior teor de matéria orgânica do solo quimicamente protegida (Chiang *et al.*, 1983 citado por Meneghin, 2006).

### **3.4.3 - Imobilização**

A imobilização é considerado o processo inverso da mineralização, em as formas inorgânicas de N são transformadas por mecanismos biológicos em formas orgânicas. O balanço da mineralização/imobilização é difícil de prognosticar constituindo uma das etapas mais difíceis dos sistemas de recomendação da fertilização adequada ao solo (Magalhães, 2009).

Estes processos (mineralização e imobilização) ocorrem em simultâneo, de forma oposta e continuada na maioria dos sistemas culturais em que a matéria orgânica é microbiologicamente decomposta. A dinâmica e intensidade relativa deste processo depende essencialmente da quantidade de N mineral no solo.

O equilíbrio entre a mineralização e a imobilização é controlado por uma série de factores, designadamente, factores ambientais (temperatura e humidade do solo), físicos (textura), químicos (pH), relação C/N, C/P, C/S, actividade microbiana e disponibilidade de N inorgânico (Wild, 1992; Cas, 2009).

De acordo com Rodrigues (2000), a imobilização do azoto é um fenómeno temporário que reduz a disponibilidade deste nutriente para as plantas, pois coincide com o aumento da biomassa microbiana do solo associada à decomposição de resíduos, no entanto, quando se verifica a redução do substrato, a população microbiana do solo começa a diminuir.

### 3.5 - Perdas de azoto

De entre todos os nutrientes necessários ao crescimento das plantas, o azoto é o mais móvel e, por isso, o mais sujeito a perdas a partir do sistema solo-planta (Rodrigues e Coutinho, 2000).

Segundo Stevenson (1994), os principais processos através dos quais podem ocorrer perdas de azoto para fora do sistema incluem fenómenos de desnitrificação de nitratos, volatilização da amónia, reacções químicas não enzimáticas que envolvem nitritos, lixiviação e erosão.

Para além da perda de azoto enquanto nutriente, o amoníaco tem implicações ambientais negativas, na medida em que pode estar associado ao fenómeno das chuvas ácidas, de eutrofização de águas, entre outros.

#### 3.5.1 - Volatilização

O azoto da camada superficial do solo pode ser perdido para a atmosfera sob as formas molecular ( $N_2$ ), amoniacal ( $NH_3$ ) e por óxidos nitrosos ( $NO_2$ ,  $NO$ ,  $N_2O$ , entre outros). Estas perdas advêm principalmente da aplicação de fertilizantes no solo com azoto amoniacal e/ou ureia e de estrumes, que podem representar perdas que vão desde valores inferiores a 3% até cerca de 50% do N aplicado no solo (Stevenson, 1994).

Aquando da aplicação de fertilizantes no solo, ocorre uma rápida conversão do azoto amídico a amoniacal, por intermédio da enzima urease, que é uma enzima extracelular produzida por bactérias, fungos e actinomicetas presentes no solo (Santos, 1991; Duarte, 2006).

De acordo com Brady (1974); Tisdale *et al.* (1985); Whitehead (1995); Stevenson (1999); Rodrigues e Coutinho (2000); Duarte (2006), existem inúmeros factores que conduzem à volatilização, nomeadamente, a textura, solos com pH elevado, com alta percentagem de limo, baixa capacidade retenção do amoníaco, temperaturas superiores a 6°C, teor em carbonato de cálcio, aplicação de fertilizantes em solos com baixo teor de humidade, grande intensidade de vento, quantidade e tipo de fertilizantes aplicadas no solo e depositados muito à superfície (inferior a 2 cm), assim como, um grande espaço de tempo entre as operações de aplicação e a incorporação de fertilizantes. Segundo Ceretta e Fries (1998) citado por Rossato (2004), a incorporação de fertilizantes a uma profundidade de 3 a 10 cm reduz a volatilização. Estes autores apontam que a influência da variação da profundidade pode ser atribuída a outras

características do solo que intervêm directamente no equilíbrio entre o amoníaco e a amónia, principalmente a textura, o pH, a capacidade de troca catiónica, o movimento da água e a humidade.

Segundo Stevenson (1994), as perdas por volatilização podem ser reduzidas se os fertilizantes forem bem incorporados no solo, sobretudo se forem de reacção ácida a neutra e se os solos apresentarem elevada capacidade de troca catiónica, uma vez que o  $\text{NH}_4^+$  resulta da protonização do  $\text{NH}_3$ .

A volatilização do amoníaco é um processo que pode ocorrer numa extensão considerável, após poucas horas de aplicação dos fertilizantes e sempre que estejam reunidas as condições favoráveis ao processo.

### **3.5.2 - Escorrência superficial**

As perdas de azoto ocorridas através da escorrência superficial são perdas físicas, dado que podem ocorrer em simultâneo perdas de solo. Aliás, como acontece quando ocorrem chuvas intensas num curto espaço de tempo, e sempre que a precipitação seja maior que a capacidade de infiltração do solo, chegando ao ponto de arrastar grandes quantidades de solo por erosão laminar.

A erosão é a perda de solo pelo vento ou pelas águas de escoamento superficial, e depende de alguns factores como, a topografia, práticas culturais, taxas de infiltração, entre outros. São perdas que ocorrem sobretudo na forma de azoto orgânico, uma vez que correspondem a perdas das camadas superficiais do solo e nestas dominam as formas orgânicas. Não representam formas de azoto imediatamente absorvíveis, mas sim, o azoto disponível após a mineralização.

O processo de erosão dos solos é dos fenómenos que mais afecta a sustentabilidade das produções ficando os solos progressivamente mais pobres, isto é, têm um impacto negativo na fertilidade dos solos (Rodrigues, 2000; Magalhães, 2009). Os terrenos localizados a jusante e de alagamento periódico devem a sua fertilidade ao contínuo enriquecimento com os matérias vindos de locais a montante. Todavia, em terrenos situados a jusante, os sedimentos podem contribuir para a eutrofização das águas e para o assoreamento das albufeiras e dos cursos de água.

### 3.5.3 - Lixiviação

A lixiviação do azoto é o processo pelo qual os materiais dissolvidos na solução do solo são arrastados em profundidade pela acção das águas da chuva ou da rega, que se infiltram no solo sob a acção da gravidade em direcção às zonas de saturação e, posteriormente, para os aquíferos subterrâneos e cursos de água (Calouro, 2005).

De acordo com Rodrigues e Coutinho (2000), a lixiviação é um fenómeno sazonal, em que os riscos são acrescidos quando a precipitação é elevada e a evaporação e absorção radicular são baixas. Segundo a mesma fonte, verifica-se que em regiões temperadas, a taxa de mineralização no Inverno é baixa, mas a lixiviação do azoto residual da cultura antecedente pode ocorrer. Todavia, na Primavera, o  $\text{NO}_3^-$  tende a acumular-se devido ao acréscimo das taxas de nitrificação e da aplicação de fertilizantes. Se ocorrerem precipitações elevadas antes das plantas atingirem um desenvolvimento suficiente que lhe permita absorver uma grande parte dos nitratos, pode conduzir a que, quantidades significativas se afastem do alcance das raízes. Durante o Verão, o fenómeno da lixiviação é reduzido, pois a evapotranspiração excede a precipitação e as taxas de absorção da cultura são elevadas. Porém, em situações de regadio podem perder-se grandes quantidades de azoto por este meio, se a rega for efectuada de forma inadequada às necessidades de cada situação.

A lixiviação do ião nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) é um fenómeno de cariz físico, que é favorecido pela baixa energia envolvida na sua adsorção às partículas do solo, resultado da sua carga eléctrica e natureza. Este ião é solúvel em água, e não se encontra retido de forma física nem química no solo (figura 4) (Rossato, 2004).

A natureza catiónica do ião  $\text{NH}_4^+$ , possibilita que este seja absorvido no complexo de troca, ficando limitada a sua presença na solução do solo. Apenas em solos arenosos e de capacidade de troca catiónica reduzida, se podem admitir perdas consideráveis desta forma de azoto por lixiviação. As formas orgânicas de azoto ao contrário das formas minerais, estão protegidas da lixiviação pela sua reduzida solubilidade em água (Tisdale, 1985; Stevenson, 1999; Rodrigues, 2000).

Durante a lixiviação os nitratos arrastam consigo elementos com carga positiva (cálcio, magnésio e potássio) que, por conseguinte, conduzem à acidificação do meio facultando a mobilização do alumínio inorgânico, que por sua vez é tóxico. Isto provoca a redução da taxa fotossintética e a consequente diminuição do crescimento e

aumento da mortalidade das espécies vegetais e animais de toda a cadeia alimentar associada (Militão, 2004).

Existem inúmeros factores que favorecem as perdas de azoto por lixiviação, designadamente, solos de textura grosseira, com grande macroporosidade, elevadas concentrações de nitratos, elevada precipitação, lençóis freáticos muito superficiais, entre outros. Legg e Meisinger (1982) citado por Rodrigues e Coutinho (2000) afirmam que para além dos factores acima referidos, a quantidade, o tipo e a época de aplicação dos fertilizantes azotados; as características do solo que afectam a quantidade e tipo de percolação; o desenvolvimento das plantas e a absorção de azoto; e a entrada de água, sobretudo a quantidade e o período em que ocorre, contribuem para aumentar as perdas de azoto, pelo processo de lixiviação. Deste modo, a correcta incorporação de fertilizantes minimiza as perdas por este processo.

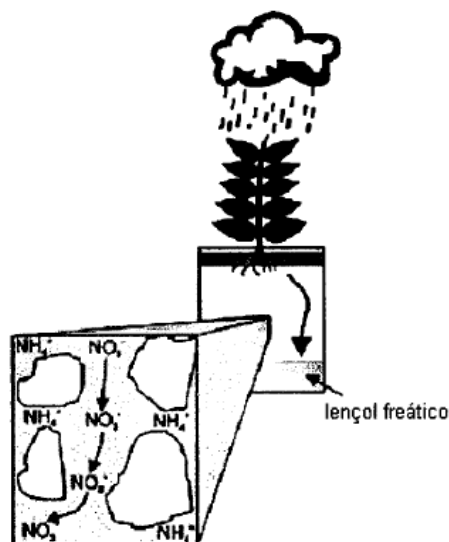


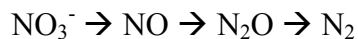
Figura 4 - Representação esquemática do processo de lixiviação do íon nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) (adaptado de Militão, 2004).

#### 3.5.4 - Desnitrificação

A desnitrificação é a principal fonte de perdas de azoto para a atmosfera, é o processo pelo qual os nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) e os nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ) são reduzidos para as formas de azoto gasoso ( $\text{NO}$ ;  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{N}_2$ ). Este processo é efectuado por bactérias anaeróbias facultativas, que envolvem uma série de reacções catalizadas por enzimas. A actividade das enzimas responsáveis por este processo é inibida na presença do oxigénio, o que

explica o facto da desnitrificação ser um processo anaeróbio, ocorrendo frequentemente em solos alagados, onde a difusão de oxigénio é limitada (Militão, 2004).

Este fenómeno, de modo simplificado, pode traduzir-se pelas seguintes sequências:



Para que ocorra a desnitrificação é imprescindível a presença de bactérias desnitrificantes, formas oxidadas de azoto, ausência de oxigénio e a presença de dadores de electrões (Setevenson, 1994; Júnior, 2003). Porém, as características do solo também influenciam a taxa de desnitrificação, particularmente, solos com teor de matéria orgânica igual ao superior a 5%, solos com elevado teor em humidade (alagados), solos neutros ou alcalinos.

De acordo com Tisdale *et al.* (1985), a taxa de desnitrificação diminui ao longo do perfil do solo e aumenta com a temperatura. O facto deste fenómeno envolver o consumo de  $\text{H}^+$ , faz subir o pH do solo, o que explica a sua variação em solos alagados.

Para Júnior (2003), a rega tem muita importância no processo de desnitrificação, uma vez que a água adicionada ao sistema pode originar condições de anaerobiose, favoráveis à desnitrificação.

Segundo Cameira (1999) citado por Amado (2002), existem poucas certezas de que a desnitrificação ocorra na zona não saturada e mesmo na franja capilar da maior parte dos solos, dado que estas zonas têm geralmente baixo teor em matéria orgânica e poucos organismos desnitrificantes. No entanto, mesmo em solos bem drenados, podem desenvolver-se défices de oxigénio, resultado de elevadas taxas de absorção por parte dos microrganismos do solo à medida que oxidam o carbono disponível, e devido ao longo caminho que o oxigénio tem que percorrer até ao centro dos agregados do solo. Silva *et al.* (1997) citado por Júnior (2003), apontam teores de humidade elevados associados a um elevado encabeçamento animal, propiciam condições favoráveis para a compactação do solo, que por sua vez, influencia o espaço poroso do solo.

As condições ambientais desempenham um papel importante no processo de desnitrificação. Grandes quantidades de matéria orgânica, temperaturas elevadas (25 a 60 °C) e valores de pH a variar 6,0 e 9,0 beneficiam o solo durante o processo de desnitrificação (Pelczare, 1993, citado por Militão, 2004).

As plantas intervêm de várias formas no processo de desnitrificação, fornecem carbono e consomem oxigênio, o que leva a um aumento deste fenômeno. Pelo contrário, competem pelo  $\text{NO}_3^-$  e absorvem água, levando a um decréscimo na taxa de desnitrificação.

A desnitrificação biológica é um fenômeno de elevada importância ecológica, dado que possibilita a descontaminação do planeta das formas oxidadas de azoto, fechando o ciclo deste nutriente com a formação de  $\text{N}_2$ . Tem um papel primário no tratamento de águas contaminadas por nitratos. Porém, na desnitrificação biológica podem desenvolver-se óxidos de azoto ( $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}$ , ...) com implicações ambientais negativas significativas, contribuindo para o aquecimento global, assim como para a depleção da camada de ozono, e de acordo com alguns autores, as chuvas ácidas são da co-responsabilidade do óxido nitroso (Magalhães, 2009).

Do ponto de vista agrícola, a desnitrificação corresponde a uma perda de azoto dos solos, reduzindo a eficiência de uso do azoto no solo.

### **3.6 Ganhos de azoto nos solos**

O processo natural mais importante para o aumento de N no solo é a fixação biológica de azoto atmosférico realizado por microrganismos. Os principais processos associados a este ganho de azoto, são a fixação simbiótica, a fixação não simbiótica e a incorporação através das chuvas (Santos, 1991 e Wild, 1992).

Os ganhos de azoto através da fixação simbiótica, surgem da capacidade de algumas plantas, essencialmente da família das leguminosas, formarem associações simbióticas com bactérias do género *Rhizobium*, em que a planta fornece à bactéria sais minerais e substrato orgânico e a bactéria fixa na forma amoniacal e cede à planta azoto atmosférico. Este processo é realizado tanto por bactérias que vivem livremente nos seus habitats do solo, como por bactérias que estabelecem relações de simbiose com diversas plantas. As quantidades de azoto fixado pelo *Rhizobium* variam com a estirpe, com a espécie leguminosa, e com as condições ambientais em que ambas se desenvolvem. O azoto incorporado no solo através da fixação simbiótica, não é apenas aproveitado directamente pelas leguminosas que participam no processo, mas também por outras plantas em consociação. A relação de simbiose que se estabelece entre as

bactérias e as leguminosas é muito importante para a manutenção da fertilidade dos solos.

A decomposição das bactérias e dos próprios nódulos vai libertando azoto mineral ( $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_3^-$ ) que pode ser utilizado por plantas não leguminosas cultivadas em consociação e, caso não ocorram fenómenos que provocam o arrastamento, será mesmo utilizado por culturas subsequentes (Santos, 1991; Militão 2004).

As bactérias heterotróficas dos géneros *Clostridium*, *Azotobacter* e *Beijerinckia*, fotossintéticas do género *Rhodospirillum*, e algas verde-azuladas são fundamentais no processo de captação de azoto atmosférico por via não simbiótica.

De um modo geral, as bactérias não fotossintéticas são menos eficientes na fixação de azoto atmosférico do que o *Rhizobium*, fixando menos azoto por unidade de carbono consumido (cerca de 2%, enquanto no *Rhizobium* excede os 5%) (Santos, 1991).

Segundo Santos (1991), as fixações simbióticas e não simbióticas de azoto poderão vir a ser diversificadas e intensificadas, de forma a ganhar um papel importante na satisfação das exigências das culturas em azoto, permitindo uma redução no uso deste nutriente sob a forma de adubos.

Para além dos ganhos de azoto provenientes da atmosfera, os solos obtêm também azoto de forma natural através dos detritos das culturas previamente instaladas e dos dejectos dos animais. As quantidades são bastante variáveis, podendo atingir valores importantes no caso de culturas como os cereais, pastagens ou espécies florestais.

### **3.7 Eficiência da utilização do azoto**

Por eficiência de utilização do azoto (EUN), entende-se a percentagem de nutriente aplicado como fertilizante que é recuperado pelas plantas (Rodrigues e Coutinho, 2000).

A eficiência com que as plantas utilizam o azoto proveniente do fertilizante pode ser ostentada de diversas formas, incluindo aspectos do metabolismo da planta, da qualidade dos produtos agrícolas e do retorno económico do investimento em fertilizantes. Isto porque, o facto do azoto apresentar elevada mobilidade natural no sistema solo-planta-atmosfera, acarreta implicações significativas sob o ponto de vista

económico, na conservação da energia e na qualidade ambiental. No entanto, as baixas eficiências de utilização do azoto dos fertilizantes orgânicos podem não constituir perdas para fora do sistema solo-planta mas, resultarem do facto de apenas uma parte do azoto sofrer mineralização durante a estação de crescimento, permanecendo a restante sob a fracção orgânica. Porém, a utilização de fertilizantes orgânicos, pode tornar-se um problema, na medida em que a mineralização é um processo contínuo, que ocorre na presença ou ausência de plantas, o que em sistemas agrícolas onde os solos permanecem por longos períodos sem culturas, pode ocorrer acumulação de azoto mineral que potencialmente pode ser perdido (Rodrigues e Coutinho, 2000).

Shaviv (1993) citado por Magalhães (2009), afirma que a percentagem do azoto aplicado como fertilizante que é recuperado pelas culturas pode variar entre 30 a 80%. O azoto que não é usufruído pelas plantas é perdido, como já foi referido anteriormente, constituindo uma fonte de contaminação das águas e/ou da atmosfera. Todavia, a eficiência de uso deste elemento no solo pode ser significativa, se forem aplicadas as doses correctas de fertilizante, nos momentos mais oportunos e escolhidas as formas de azoto mais adequadas (Duarte, 2006). Até porque, segundo Simões (2008), a época, a forma e a dose de aplicação do azoto tem influência na fisiologia da planta, no estado nutricional e na sua susceptibilidade a parasitas e doenças.

Resultado da grande dinâmica do azoto no solo, e a possibilidade deste ser mobilizado para fora do alcance da rizosfera, a aplicação deve fazer-se quando as plantas estão numa fase de crescimento activo para aumentar a oportunidade de absorção radicular. Assim, na agricultura de sequeiro, em culturas de Outono/Inverno, deve-se aplicar uma pequena porção da dose de azoto recomendada em adubação de fundo, antes da sementeira, e uma porção maior no fim do Inverno, altura em que o risco de perda de azoto por lixiviação e desnitrificação diminui e aumenta o ritmo de crescimento das plantas com o aumento da temperatura. Na agricultura de regadio, é frequente fazer-se o fraccionamento do azoto na água de rega em várias doses ao longo da estação de crescimento, aumentando a oportunidade de absorção radicular e a eficiência do uso deste nutriente (Rodrigues e Coutinho, 2000; Magalhães, 2009).

Segundo Rodrigues (2000), a aplicação do azoto em duas ou mais fracções durante a época de crescimento das plantas possibilita, em determinadas condições, obter a mesma produção, mas utilizando menos quantidade de azoto, devido à melhor sincronização da disponibilidade deste nutriente com as necessidades das plantas. As

vantagens do fraccionamento, são mais visíveis em condições que, potenciam as perdas, nomeadamente, solos arenosos e climas de elevada precipitação. Rodrigues e Coutinho (2000), apontam também como medida para aumentar a eficiência de utilização do azoto, controlar a dissolução dos fertilizantes azotados, desenvolvendo produtos de baixa solubilidade ou que se decomponham de forma gradual.

Os adubos de libertação lenta e/ou de libertação controlada caracterizam-se por atrasarem a disponibilidade inicial dos nutrientes ou incrementarem a sua disponibilidade no tempo através de diferentes mecanismos. Adubos de libertação lenta apresentam baixa solubilidade resultante da condensação da ureia. Neste tipo de fertilizantes, uma fracção é solúvel em água e fica imediatamente disponível, a outra é libertada de forma gradual e lenta por um período mais longo. O processo de libertação dos nutrientes estando dependente da degradação microbiana é condicionado indirectamente pela temperatura, humidade, pH e oxigénio (Magalhães, 2009).

Os fertilizantes de libertação controlada degradam-se lentamente no solo através de processos microbiológicos, químicos e físicos. A libertação depende da espessura da membrana relativamente ao tamanho do grânulo (revestido de ureia com enxofre), da permeabilidade da membrana à água e da temperatura do solo. Todavia, a utilização deste tipo de fertilizantes, conduz a problemas de resíduos no solo, uma vez que, são dificilmente biodegradáveis e economicamente desvantajosos. Este processo reduz a concentração de azoto da ureia de 46 % para cerca de 30 a 42 %. Os fertilizantes de libertação estabilizada/controlada incorporam na sua composição compostos químicos passíveis de inibir a nitrificação (Trenkel, 2007).

A distribuição de fertilizantes no terreno é de extrema importância, sobretudo, quando são aplicados elementos de reduzida mobilidade no solo. No caso do azoto, a aplicação em linha pode aumentar a eficiência da utilização, quando comparado a aplicações em lanço, porque embora seja um elemento de elevada mobilidade no solo, é muito susceptível a perdas.

Por sua vez, a incorporação da fertilização no solo diminui as perdas de azoto por volatilização de amoníaco em situações pontuais, nomeadamente, em aplicações superficiais de ureia e de amoníaco anidro, em que as perdas por volatilização podem atingir 50 % do azoto aplicado. Neste caso, a aplicação pode ser feita através da fertirrigação ou simplesmente numa rega controlada após a sua distribuição (Rodrigues e Coutinho, 2000). Porém, segundo Magalhães (2009) a forma química em que o

nutriente é aplicado pode também influenciar a eficiência de utilização do nutriente, devido à sua dinâmica no solo.

O principal obstáculo em estimar a dose adequada de azoto a aplicar nas culturas prende-se com a dificuldade em determinar o contributo da mineralização da matéria orgânica do solo para a nutrição azotada das plantas. Desta forma, a informação sobre a disponibilidade natural de azoto no solo é decisiva para se fazerem recomendações adequadas, de modo a minimizar as saídas de azoto para o meio ambiente e a obter-se assim produções de maior qualidade.

### **3.8 Alterações antropogénicas no ciclo do azoto – causas e consequências**

As actividades humanas têm causado um aumento global na quantidade de azoto que circula entre o mundo vivo, o solo, a água e a atmosfera. De acordo Matson (1999), a actividade humana mais do que duplicou a quantidade de azoto presente nos ecossistemas terrestres, devido à fixação industrial de N, à combustão de combustíveis fósseis e ao cultivo de culturas que fixam o azoto.

Estas alterações representam um grande impacto para os ecossistemas, na medida em que, sendo o azoto é um elemento essencial para os seres vivos a sua disponibilidade adquire uma importância crucial para a organização e funcionamento dos ecossistemas. Em excesso, o azoto converte-se num factor poluente, alterando o equilíbrio ecológico dos ecossistemas, originando sérias consequências ambientais a longo prazo e em larga escala, com um possível decréscimo da fauna e flora.

Segundo Matson (1999), a retenção de N como resultado de causas antropogénicas é menor em sistemas tropicais do que em sistemas de clima temperado, devido à reduzida absorção e retenção microbiana da matéria orgânica do solo, assim como, pela reduzida retenção da biomassa vegetal.

De um modo geral, as alterações antropogénicas no ciclo do azoto fomentam um acréscimo da taxa de entrada de azoto no ciclo terrestre deste elemento; um aumento da concentração global de óxidos de azoto, gases potenciadores do efeito de estufa; perda de nutrientes do solo, particularmente o cálcio e o potássio, essenciais para a manutenção a longo prazo da fertilidade dos solos; a acidificação substancial dos solos e águas e um aumento do transporte de compostos azotados pelos rios e a sua acumulação

nos estuários e zonas costeiras, com o consequente efeito poluente e perda acelerada da diversidade biológica (Vitousek *et al.*, 1997; Militão, 2004).

### **3.8.1 Impacto humano na fixação do azoto**

As actividades humanas responsáveis pelo aumento do azoto global são observadas à escala local e resultam essencialmente da produção e utilização de fertilizantes azotados, utilização de combustíveis fósseis e do cultivo de espécies leguminosas em simbiose com bactérias fixadoras de azoto.

A queima de combustíveis fósseis (carvão e petróleo), liberta para a atmosfera azoto previamente fixado, sob a forma de óxidos de azoto (óxido nítrico).

Relativamente ao cultivo de espécies leguminosas, cerca de 1/3 da superfície terrestre é utilizada para a Agricultura. O Homem tem vindo ao longo dos tempos, a substituir grandes áreas de vegetação natural por monoculturas de leguminosas, o que fez aumentar consideravelmente a taxa de fixação do azoto atmosférico nesses terrenos e a quantidade de formas azotadas biologicamente disponíveis.

Os impactos da actividade humana sobre o ciclo do azoto, para além de incrementar a fixação do azoto atmosférico e a libertação de azoto retido em reservatórios geológicos, contribuem para a acidificação dos solos e das águas e para um aumento da disponibilidade de formas azotadas.

Os principais meios de mobilização incluem a combustão de biomassa, a desflorestação de terrenos para cultivo e a drenagem de solos húmidos, com a consequente oxidação de matéria orgânica (Vitousek *et al.*, 1997).

Estas actividades humanas aceleraram a taxa de fixação do azoto atmosférico, duplicando a sua transferência anual para formas azotadas disponíveis para assimilação pelos seres vivos.

### **3.8.2 Impacto na atmosfera**

O impacto do ser humano no ciclo do azoto reflecte-se igualmente ao nível atmosférico, nomeadamente pelo aumento da emissão, transporte, reacção e deposição de compostos azotados gasosos, como o óxido nítrico, o óxido nítrico e o amoníaco.

A combustão de materiais fósseis e outros processos a elevadas temperaturas que libertam óxido nítrico, a fertilização agrícola que aumenta a concentração de amoníaco volatilizável no solo, a taxa de nitrificação e, consequentemente, a desnitrificação, faz

aumentar de forma directa e indirecta a emissão de gases azotados no solo e na água. Os principais problemas ambientais provocados pelo aumento destas emissões, estão associados ao aquecimento global e à ocorrência de níveis críticos de óxidos de azoto.

Na estratosfera, o óxido nitroso contribui para o efeito de estufa por absorção da radiação infravermelha, pode ainda sofrer fotólise ou reagir com o oxigénio e catalisar a depleção da camada de ozono. Todavia, são diversas as fontes que contribuem para o aumento do óxido nitroso, como por exemplo, a aplicação de fertilizantes, lençóis freáticos muito ricos em nitratos, solos saturados em nitratos, combustão da biomassa, desbravamento de terras e fabrico industrial de diversos produtos, particularmente o ácido nítrico e as poliamidas (Vitousek *et al.*, 1997; Militão, 2004).

O óxido nítrico é um importante precursor das chuvas ácidas, e consequentemente, responsável pelos prejuízos provocados por estas. Por sua vez, o  $\text{NH}_3$  funciona como um agente neutralizante na atmosfera, influencia o pH dos aerossóis, do vapor de água e da precipitação atmosférica (Vitousek *et al.*, 1997; EPA, 2002).

### **3.8.3 Impacto nos ecossistemas terrestres**

As taxas de produção e acumulação de biomassa nos ecossistemas são limitadas pela disponibilidade de azoto e sabe-se que as actividades humanas têm vindo a aumentar esta disponibilidade nos ecossistemas terrestres.

Quando um ecossistema atinge o ponto de saturação em azoto, a sua capacidade de produção é limitada, e verifica-se um aumento da produção vegetal e da assimilação de carbono em resposta ao aumento da disponibilidade de N. Neste caso, o potencial de retenção do azoto do ecossistema fica limitado e a sua perda para a água e para a atmosfera aproxima-se do total de entrada de N, anulando os efeitos da fertilização. O aumento da disponibilidade de azoto desencadeia o acréscimo da mobilidade de nitratos, que por sua vez, estimula a perda de catiões essenciais e a acidificação de solos e águas.

### **3.8.4 Impacto nos ecossistemas aquáticos**

O aumento da densidade populacional e de actividades humanas junto às margens aquáticas e a utilização do uso excessivo de fertilizantes, assim como o cultivo de leguminosas em simbiose com bactérias fixadoras de azoto, podem estar na origem

da presença do elevado teor de nitratos, de azoto amoniacal e de fósforo nestas zonas, provocando contaminações. Concentrações elevadas destes elementos, contribuem para a eutrofização dos meios hídricos, designadamente lagos e estuários, originando a proliferação de algas à superfície, o que pode levar à morte de plantas e animais aquáticos através do bloqueio da energia luminosa fundamental à fotossíntese, no caso das plantas verdes subaquáticas, irá afectar directamente a fauna aquática; ocorre ainda a depleção do oxigénio dissolvido, ocasionada pela decomposição aeróbia das algas mortas causando hipoxia (baixos níveis de  $O_2$ ) ou anoxia (ausência de  $O_2$ ) em águas estratificadas (Gonçalves, 2005).

A presença de nitratos nas águas subterrâneas provoca uma diminuição da qualidade da água para consumo, podendo mesmo representar um grave problema de saúde pública, quando os nitratos atingem níveis elevados. De acordo com o Anexo I do Decreto-Lei nº 236/98, de 1 de Agosto, que fixa os valores máximos recomendados e admissíveis para a água de consumo, o valor máximo recomendado (VMR) é de 25 mg  $NO_3/L$  e o valor máximo admissível (VMA) é de 50 mg  $NO_3/L$ . No caso dos nitritos o valor máximo admitido é de 0,1 mg  $NO_2/L$ .

O ácido nítrico ( $HNO_3$ ) e o amoníaco contribuem para a acidificação dos ecossistemas aquáticos. A conversão do óxido nítrico em ácido nítrico provoca a acidificação das águas de forma directa. Como resultado da assimilação e da oxidação do amoníaco libertam-se iões  $YC$  que alteram o pH. A acidificação condiciona as diferentes etapas do ciclo do azoto nos ecossistemas aquáticos (Militão, 2004).

#### **Capítulo 4 – Métodos para determinação do potencial de mineralização/nitrificação do azoto**

A mineralização do azoto é um dos processos mais importantes de transformações biológicas que ocorrem no solo. A capacidade de prever a quantidade de azoto que é libertada da matéria orgânica presente no solo e que está disponível para a posterior absorção pelas plantas é extremamente importante na agricultura, pois permite maximizar a eficiência do uso do azoto e minimizar os impactos negativos económicos e ambientais.

#### 4.1 - Métodos laboratoriais

Os métodos laboratoriais utilizados para avaliar a mineralização de azoto podem ser biológicos ou químicos. Os métodos biológicos envolvem a incubação dos solos em condições controladas durante períodos de tempo variáveis e os químicos baseiam-se em processos de extracção, com recurso a reagentes de natureza e concentração variada, assim como diversas condições de extracção.

As incubações biológicas são tentativas de reproduzir as transformações vigentes nos solos, sendo, no entanto, de salientar que as condições em que as mesmas ocorrem no laboratório são normalmente optimizadas. Estas conduzem à mineralização potencial, facto este que é, só por si, suficiente para delimitar um afastamento da mineralização real (Jarvis *et al.*, 1996). Estas incubações podem ser realizadas sob condições aeróbias e anaeróbias, por períodos de tempo que podem ir de poucos dias a mais de quarenta semanas.

As incubações aeróbias são conduzidas em condições próximas das ideais para a actividade dos microrganismos que mineralizam a matéria orgânica no solo.

Ao longo dos últimos anos, têm surgido na literatura vários ensaios que utilizam inúmeras variáveis de incubação, sendo que as principais diferenças estão relacionadas com a duração, temperatura, humidade, arejamento e utilização de correctivos das propriedades físicas. As temperaturas utilizadas em incubações aeróbias variam entre 15°C a 37°C. Quando são utilizadas temperaturas mais baixas (entre 15 a 20°C) o objectivo é simular a temperatura ambiente (Rodrigues, 2000).

Todavia, Keeny e Bremner (1966) testaram um método simples de incubação a curto prazo, que consistia em incubar solo misturado com areia durante 14 dias a 30°C, em que eram misturados 10gr de solo com 30gr de areia de quartzo (850 a 250µm) lavada, à qual se adicionavam 6 mL de água. Segundo estes autores, se a areia for misturada nesta proporção, praticamente todos os solos requerem a mesma quantidade de água para a máxima mineralização. Para garantir o arejamento e evitar a perda de água durante a incubação, utiliza-se um filme de polietileno para tapar o recipiente. A areia foi introduzida como correctivo para promover o arejamento e estimular a mineralização.

Os métodos de incubação de longa duração foram inicialmente propostos por Stanford e Smith (1972) consistindo em misturar solo com areia ou argila expandida e colocá-lo a incubar a 35°C em tubos de lixiviação apropriados. Numa pré-incubação de

duas semanas, era removido o azoto mineral residual com  $\text{CaCl}_2$  0,01M e de seguida era aplicada uma força de sucção de 0,6 a 0,7 bar para assegurar a humidade apropriada. Durante a incubação estava prevista a remoção periódica do azoto mineralizado para eliminar efeitos inibidores da actividade dos microrganismos devido à acumulação de produtos de reacção, variação de pH e acumulação de toxinas. A incubação decorria até se poder descrever a relação entre o azoto mineral acumulado e o tempo de incubação. Deste modo, a incubação podia prolongar-se por até trinta semanas. Yagi *et al.* (2009) comprovaram estes resultados ao observarem que quantidades de N potencialmente mineralizável obtidas com a incubação aeróbia reflectiram a mineralização e a disponibilidade de azoto a longo prazo. Com este método, Stanford e Smith (1972) estudaram o potencial de mineralização dos solos assumindo que este representa uma quantidade bem definida e mensurável que reflecte as características do solo e clima.

Todavia, apesar de este ser um método muito utilizado para determinar o potencial de mineralização, tem sido criticado sob diversas perspectivas, nomeadamente, pelo facto de requerer muito tempo e muito trabalho, de sobrestimar a mineralização relativamente aos resultados de campo, e pelo reduzido valor temporal dos resultados obtidos (Rodrigues, 2000).

No conceito de Stanford e Smith (1972), o potencial de mineralização define a fracção lábil do azoto orgânico. Deste modo, seria uma característica intrínseca do solo e, uma vez determinada, poderia ser tida em conta nos sistemas de recomendação de fertilização durante muitos anos.

Em condições anaeróbias, a produção de  $\text{NH}_4^+$  é apontada como o índice da disponibilidade de N no solo. Facilmente se induz nas ditas condições, que os efeitos de arejamento e humidade são menosprezáveis. A quantificação da produção de  $\text{NH}_4^+$  surge da diferença entre o valor (inicial) e após a incubação do solo obtido por meio de destilação da suspensão de solo com solução de KCl, que normalmente decorre entre 7 e 14 dias, com valores de temperatura a variar entre os 30 a 40°C (Cambão; 1900). Segundo Yagi (2008) se não se subtrair do N- $\text{NH}_4^+$  inicial, as quantidades de N- $\text{NH}_4^+$  mineralizadas durante a incubação anaeróbia de curta duração pode melhorar-se a estimativa da mineralização e da disponibilidade de N para as plantas.

Dahnke e Johnson (1990) citado por Rodrigues (2000) apontam algumas vantagens em utilizar métodos de incubação anaeróbia, nomeadamente, ser apenas necessário medir o  $\text{NH}_4^+$ ; não ser necessário utilizar aditivos; não ter em conta o

arejamento; durar apenas uma semana. Stanford (1982) relata que estas metodologias têm originado frequentemente melhores correlações com o azoto absorvido por muitas culturas que os métodos aeróbios.

As desvantagens destes métodos são enumeradas por Keeney e Bremner (1966), que indicam que estes métodos são muito demorados e em alguns casos não foram encontradas correlações satisfatórias, nomeadamente, em solos que contém muita matéria orgânica mal decomposta; outra dificuldade prende-se com a possibilidade do  $\text{NO}_3^-$  presente no início da incubação poder ser reduzido a  $\text{NH}_4^+$ , sendo contabilizado como azoto mineralizado. Porém, Yagi *et al.* (2009) confirma que a incubação anaeróbia de curta duração pode ser utilizada para o cálculo da estimativa do N potencialmente mineralizável do solo.

Para Keeney e Bremner (1966), os métodos para estimar a produção de azoto mineral devem reunir as seguintes características: rapidez, exactidão, exequibilidade, especificidade, capacidade de determinar simultaneamente nitritos, nitratos e amónia e a possibilidade de ser incluído em análises laboratoriais de rotina.

#### **4.1.1 - Extrações químicas**

As extrações químicas como técnicas laboratoriais, são tidas até ao momento, como o meio mais rápido e cómodo de quantificar o azoto potencialmente mineralizado (Jarvis *et al.*, 1996). No entanto, o facto das transformações de N serem dominadas por reacções biológicas complexas, fortemente dependentes das condições ambientais e culturais torna os testes químicos empíricos por natureza (Robinson, 1968; citado por Rodrigues, 2000) logo, o sucesso da sua utilização depende da aplicação da correlação que se obtém com medições biológicas adequadas da disponibilidade de azoto no solo, como a produção e/ou absorção de azoto (Stanford e Smith, 1972).

As extrações químicas são obtidas através de extractantes, designados de extractantes fracos, como a água a 100°C ou soluções de sais quentes e extractantes fortes (ácidos e bases fortes) (Cambão, 2000). Porém, (Stanford e Smith, 1972; Jarvis *et al.*, 1996) mantêm algumas reservas em relação à utilização de extractantes fortes, porque extraem uma fracção de azoto superior à fracção de azoto susceptível de ser mineralizado. Todavia, Gianello *et al.* (2000), ao comparar extractantes de diferentes intensidades, observaram que a utilização de extractantes fortes (alta intensidade) é mais

eficiente para prever a disponibilidade de azoto do solo às plantas de milho e aveia, quando comparado com extractantes de média e baixa intensidade.

A utilização de métodos químicos na avaliação da fertilidade do solo em laboratórios pode ser viável, na medida em que, são mais rápidos, mais precisos e menos alterados pelo manuseio do solo do que os métodos biológicos (Stanford, 1982).

#### **4.1.2 - Técnicas de incubação *in situ***

A necessidade de se recorrer a incubações *in situ* resulta de não ser aceitável admitir que os testes químicos e as incubações biológicas laboratoriais reflectam, adequadamente as taxas de mineralização que ocorrem em campo. Os métodos laboratoriais, químicos ou biológicos, fornecem apenas estimativas relativas ou índices de disponibilidade de N correlacionáveis com a extracção pelas culturas. Com as incubações *in situ*, pretende-se obter valores próximos da mineralização líquida real, uma vez que se aproximam das condições naturais.

O primeiro método de incubação *in situ* a ser desenvolvido, e provavelmente o mais estudado, foi proposto por Eno em 1960. Este método consiste na incubação de solos alterados em sacos de polietileno fechados e enterrados de forma a integrar o efeito das flutuações diárias de temperatura. Na ausência de absorção radicular e lixiviação, a variação de azoto inorgânico no tempo fornece uma medição directa da mineralização ou imobilização líquida (Rodrigues, 2000). O polietileno permite a ocorrência das trocas gasosas ( $O_2$  e  $CO_2$ ), evita as perdas de água e a difusão do ião nitrato.

De acordo com Jarvis *et al.* (1996), outro dos métodos utilizados na avaliação *in situ*, é o que prevê a marcação do azoto com  $^{15}N$  que através da quantificação do azoto não marcado na colheita da cultura, e a variação líquida do azoto inorgânico não marcado no solo, permite assim, chegar à estimativa da mineralização líquida do azoto.

No entanto, e sem questionar o mérito aos métodos *in situ*, Rees *et al.* (1994) citado por Cambão (2000) afirmam que estes não atingem a condição do método ideal já que na sua grande maioria, decorrem na ausência de raízes vivas que, tal como já foi descrito, são simultaneamente estimuladoras da mineralização e competidoras pelo azoto mineral.

A adoção de um método analítico para caracterizar a fertilidade do solo em laboratórios que analisam grande número de amostras deve apresentar capacidade produtiva, ser prático, de baixo custo e de boa reprodutibilidade (Gianello *et al.*, 2000).

#### **4.2 - Modelos matemáticos para determinar o potencial de mineralização/nitrificação do azoto**

O potencial de mineralização do azoto é definido como a fracção do N orgânico do solo susceptível a sofrer mineralização. Por sua vez, a taxa de mineralização é a velocidade com que o N é mineralizado (Camargo *et al.*, 1997). Desta forma, o potencial de mineralização do N ( $N_0$ ) do solo e a taxa de mineralização do N ( $k$ ) são índices que podem ser utilizados para prever a disponibilidade do N num determinado período de tempo (Stanford e Smith, 1972; Camargo *et al.*, 1997; Camargo *et al.*, 1999), com recurso a ajustes a modelos matemáticos. Estes modelos, tentam descrever matematicamente a dinâmica do ciclo do N através de resultados obtidos em ensaios de incubação-lixiviação, obtendo o N potencialmente mineralizável que representa a provável libertação do N da reserva orgânica do solo num determinado período de tempo (Camargo *et al.*, 1999).

Existem diversos modelos matemáticos que visam obter a fracção do N orgânico potencialmente mineralizável e a taxa com que este N é mineralizado. Dentre os modelos matemáticos propostos, o mais utilizado é o descrito por Stanford e Smith (1972). Estes autores apresentaram um modelo de cinética de primeira ordem, considerando apenas um compartimento de N mineralizável em ensaios de incubação aeróbia de longa duração, que ocorre em função do tempo. O modelo pressupõe que a taxa de mineralização do N orgânico é proporcional ao substrato mineralizável do solo.

A equação que descreve este modelo exponencial de primeira ordem é a seguinte:  $N_m = N_0 (1 - e^{-kt})$ .

De acordo com Inubushi *et al.* (1985), as equações que utilizam cinéticas de primeira ordem são mais racionais do que equações parabólicas ou algumas exponenciais, porque nestas o N aumenta infinitamente com o tempo.

Existem outros modelos exponenciais que têm vindo a ser estudados ao longo dos tempos. São modelos exponenciais duplos, que pressupõem existirem duas fracções de N orgânico mineralizável, uma lábil e outra recalcitrante (Camargo *et al.*, 2002).

O modelo matemático proposto por Inubushi *et al.* (1985) foi desenvolvido com o intuito de ajustar o N potencialmente mineralizável em solos com elevado teor de humidade. Assim, de acordo com os resultados obtidos na variação do azoto mineral em função do tempo, estes autores propuseram dois compartimentos de mineralização sendo um mais rápido (consumido no início do período de incubação) e outro mais lento (consumido posteriormente e de forma contínua até ao final da incubação). Jones (1984), propôs um modelo que considera um fluxo inicial de mineralização do N ( $N_1$ ) e uma fracção activa de mineralização do N ( $N_2$ ) em função do tempo a uma taxa  $k_2$ .

O modelo parabólico apontado por Broadbent (1986) que, inicialmente foi descrito para determinar as perdas de C de acordo com o tempo, poderia também estimar preliminarmente o  $N_0$  pelo ajuste não-linear (Camargo *et al.*, 1999). Num estudo que comparou o modelo proposto por Broadbent (1986) a outros sete modelos, Camargo *et al.* (2002) observaram, que o primeiro modelo foi o que apresentou os resultados mais insatisfatórios na estimativa do  $N_0$  e do k.

Cabrera (1993) comenta, que os modelos que consideraram dois compartimentos de N mineralizável, um deles devia ser mineralizado de acordo com uma cinética de primeira ordem, e o outro, de acordo com uma cinética de ordem zero. Este autor afirma ainda, que o modelo por ele proposto apresentou resultados significativamente melhores do que os modelos que consideram somente um compartimento de N mineralizável.

Silva *et al.* (2008) de acordo com um estudo efectuado em que compararam cinco modelos para verificar a estimativa do  $N_0$  e do k para um período de incubação anaeróbia de 24 semanas verificaram, que o modelo proposto por Jones apresentou o maior valor para  $R^2$  (0,991). Os modelos de Cabrera (1993) e Stanford e Smith (1972) apresentaram  $R^2$  de 0,983; o modelo de Inubushi *et al.* (1985) mostrou  $R^2$  0,981, o menor valor para o  $R^2$  foi obtido com o modelo de Broadbent (1986) com de  $R^2$  0,88.

Esses resultados demonstram que os modelos exponenciais simples foram os mais eficientes em estimar o N potencialmente mineralizável ( $N_0$ ) e a taxa de mineralização (k) e, o modelo proposto por Jones foi o que melhor estimou os parâmetros N potencialmente mineralizável e taxa de mineralização (Silva *et al.*, 2008).

Camargo *et al.* (1999) comentam, que os modelos exponenciais duplos não estimam adequadamente as fracções do N do solo. Mais tarde, Camargo *et al.* (2002), ao avaliarem modelos empíricos para estimar o  $N_0$  e o k, observaram que eles não melhoraram a estimativa do  $N_0$  e do k em relação aos exponenciais simples, além de

que, os modelos com mais de três parâmetros não produziram os melhores resultados devido ao baixo número de graus de liberdade, confirmando os resultados observados.

De salientar que as condições edáficas, tais como a textura, estrutura, temperatura, humidade, acidez/alcalinidade e fertilidade do solo interferem na cinética de mineralização do N orgânico (Zech *et al.*, 1997).

## PARTE II - Trabalho experimental

### 1 - Material e métodos

Neste trabalho foram utilizadas amostras superficiais de 21 solos da ilha Terceira distribuídos de forma a representar toda a área da ilha (figura 5).

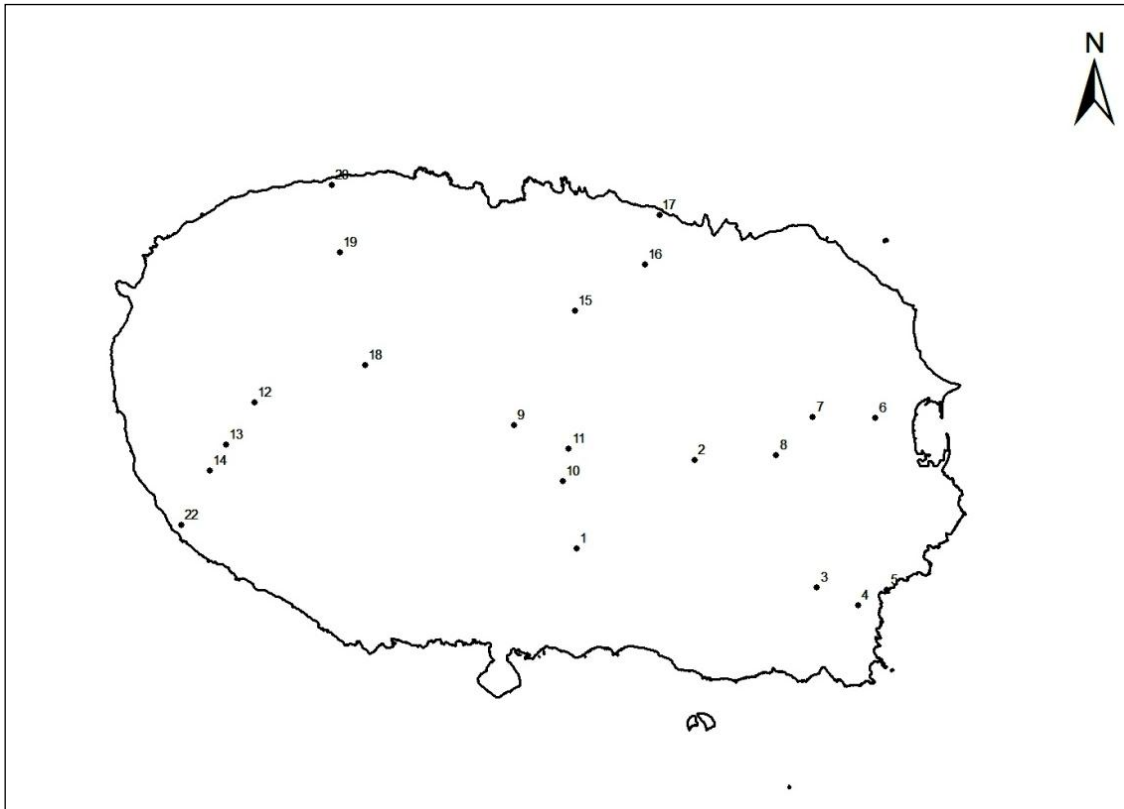


Figura 5 – Mapa da ilha Terceira com a localização do local onde foram retiradas as 21 amostras de solo.

As amostras foram colhidas na camada arável (0-20 cm de profundidade) em zonas de pastagem. Em cada ponto de amostragem foi recolhido cerca de 10 kg de solo e feita a respectiva homogeneização. Transportou-se até ao laboratório, onde uma parte foi colocada numa estufa a 30°C, tendo-se posteriormente procedido à sua crivagem (125mm) e a uma nova homogeneização para depois se proceder ao estudo analítico de caracterização física e química dos solos.

O carbono e o azoto total foram determinados com recurso a um autoanalisador da marca Skalar, a matéria orgânica foi obtida através do carbono, e pelo método de

Walkley-Black (1934), onde se fez uma correlação, e usaram-se os valores obtidos pelo método Walkley-Black (1934), o fósforo foi determinado pelo método de Olsen e para a determinação do potássio, cálcio e magnésio foi seguido o método do acetato de amónio com uso de um aparelho de absorção atómica para os doseamentos. Outros parâmetros determinados foram o pH, a textura e os metais pesados: cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobre (Cu), crómio (Cr), manganês (Mn), molibdénio (Mo), níquel (Ni) e zinco (Zn) pelo método de extracção com água régia. Os dados referentes à caracterização física e química dos solos são apresentados nos quadros 1, 2, 3 e 4.

Para a avaliação da taxa potencial de nitrificação líquida do azoto, foi adoptado o método biológico de incubação aeróbia de longa duração em laboratório, seguindo-se o procedimento proposto Rhoden (2005) em que o solo foi colocado sacos fechado. Assim sendo, uma parte de cada uma das amostras colhidas foi seca ao ar, apenas o suficiente para não afectar fauna microbiana, sendo depois crivada a 125mm. As amostras assim preparadas, foram então colocadas numa incubadora a 25°C, com temperatura e humidade controladas, em triplicado. A temperatura seleccionada foi de 25°C, valor utilizado por outros autores em estudos semelhantes (Stanford e Smith, 1972; Camargo *et al.*, 2002). Não se adicionaram materiais frescos orgânicos durante o período de incubação.

O teor de azoto nítrico ( $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$ ) foi determinado em intervalos de tempo pré-definidos, sendo a análise efectuada aos 0, 3, 9, 14, 21, 28, 56, 70, 84, 98, 126, 154 dias após o início da incubação. Apesar de se ter determinado estas duas formas de azoto mineral em simultâneo ao longo do trabalho, os resultados serão apresentados e discutidos considerando-se que todo o N nítrico se encontrava no solo na forma de  $\text{NO}_3^-$ , uma vez que o  $\text{NO}_2^-$  tende a ser rapidamente oxidado (Singh *et al.*, 2008) e por isso, os teores são considerados desprezáveis.

As amostras de solo (6gr.) colhidas em cada uma das referidas datas foram introduzidas em tubos de centrífuga onde se adicionaram 30ml de KCl (2M). Seguidamente, os tubos foram agitados durante 60 minutos, e posteriormente centrifugados durante 10 minutos, a 2000 rpm. Depois deste procedimento, foi possível extrair o sobrenadante para análise e determinação do teores de  $\text{N-NO}_3^-$ .

A determinação dos teores de nitritos e nitratos foi efectuada através de espectrofotometria de absorção molecular em analisador automático de fluxo segmentado (Houba *et al.*, 1994) (figura 6).



Figura 6 – Aparelho de espectrofotometria de absorção molecular em analisador automático de fluxo segmentado, utilizado para a determinação do N mineral.

### 1.1 – Cálculo das taxas de nitrificação

Para além de se atender à evolução dos teores de  $\text{N-NO}_3^-$  durante o período de incubação (evolução do N nitrificado), calculou-se a taxa de nitrificação líquida do azoto através da variação no teor de azoto mineral registado entre cada observação considerada e o valor inicial de incubação (dia zero) (Piccolo *et al.*, 1994) através de regressões lineares dos teores de  $\text{N-NO}_3^-$  extraídos do solo de acordo com os tempos de incubação estipulados. A taxa de nitrificação do N foi expresso em  $\text{mg Kg}^{-1} \text{ N dia}$ , correspondente ao declive da curva ( $y=a+bx$ ).

Foi utilizado o programa de estatística SPSS 17.0 para se proceder às análises de correlação estatística, através de regressão linear simples para verificar a influência de cada parâmetro na taxa de nitrificação, e por regressão linear múltipla com selecção de variáveis stepwise a fim de correlacionar todas as variáveis independentes, com a taxa de nitrificação.

Quadro 1 – Relação entre o número e a localização das amostras com nitrificação líquida ( $\text{mg Kg}^{-1} \text{ N}$ ) e com os parâmetros pH, MO, C, N, relação C/N, altitude, argila.

Relação entre o nº e a localização das amostras	pH ( $\text{H}_2\text{O}$ )	MO ( $\text{g Kg}^{-1}$ )	C ( $\text{g Kg}^{-1}$ )	N ( $\text{g Kg}^{-1}$ )	Relação C/N	Altitude (m)	Argila (%)
1. Pico Redondo	4,3	79,4	58,4	6,13	9,53	295	8,6
2. Cinco Picos	4,3	86,8	59,7	6,04	9,88	345	6,7
3. Caminho da Vila	4,9	70,1	61,9	5,95	10,40	233	8
4. São Sebastião	5,4	24,9	18,5	2,16	8,56	139	24,6
5. Porto Martins	6,2	28,7	20,5	2,24	9,16	26	28,5
6. Praia da Vitória	5,8	52,4	33,8	3,71	9,13	57	10
7. Pico Celeiro	4,7	79,0	55,2	6,18	8,93	255	6,7
8. Serra do Cume	4,3	99,4	58,7	4,99	11,77	523	4,7
9. Caldeira Guilherme Moniz	6,8	29,8	16,3	1,58	10,34	509	4
10. Escampadouro	4,1	79,2	52,9	5,01	10,56	479	8,6
11. Cabrito	5,4	56,3	36,0	2,76	13,05	466	6,5
12. Serra Santa Bárbara (zona alta)	4,8	60,9	39,4	2,59	15,21	988	4,5
13. Serra Santa Bárbara (zonabaixa)	4,5	100,2	76,9	6,49	11,86	540	3,9
14. Santa Bárbara	4,5	89,8	62,1	6,46	9,60	324	8,8
15. Pico Alto	5,0	42,1	27,0	1,97	13,71	460	5,1
16. Aqualva	4,6	45,2	27,2	2,78	9,78	119	14
17. Vila Nova	5,0	50,7	31,9	3,47	9,20	58	14,6
18. Pico da Bagacina	3,7	91,3	54,0	4,64	11,64	528	6,1
19. Queimada	4,3	106,6	65,5	7,08	9,24	285	8
20. Altares	4,8	59,2	44,2	4,80	9,21	100	10,6
21. Santa Bárbara (zona beira-mar)	4,8	29,1	20,8	2,54	8,17	67	20,6

Quadro 2 – Parâmetros físicos e químicos (P, K, Ca, Mg) dos 21 solos em estudo, colhidos na camada arável (0-20cm de profundidade).

Localização das amostras	P (mg Kg <sup>-1</sup> ) Olsen	K (mg Kg <sup>-1</sup> ) Acetato de amónio	Ca (mg Kg <sup>-1</sup> ) Acetato de amónio	Mg (mg Kg <sup>-1</sup> ) Acetato de amónio
Nº1. Pico Redondo	23,1	127,6	205,1	45,0
2. Cinco Picos	19,2	92,6	197	46,3
3. Caminho da Vila	22,4	237,1	733,5	124,3
4. São Sebastião	24,5	507,6	972,3	435,2
5. Porto Martins	48,0	568,2	1242,7	484,4
6. Praia da Vitória	25,2	572,8	1318,8	321,2
7. Pico Celeiro	18,4	191,6	587,9	94,4
8. Serra do Cume	8,1	81,8	186,5	61,3
9. Caldeira Guilherme Moniz	1,6	205,1	768,6	420,5
10. Escampadouro	16,8	102,3	140,4	49,0
11. Cabrito	2,2	35,5	73,7	30,2
12. Serra Sta. Bárbara (Alto)	3,4	38,7	62,5	23,0
13. Serra Sta. Bárbara (Baixo)	9,8	70,4	120,5	33,0
14. Santa Bárbara	14,4	107,1	324	70,7
15. Pico Alto	2,7	52,8	99,3	29,0
16. Aqualva	16,9	105,9	369,7	96,4
17. Vila Nova	14,2	553,1	657,5	226,5
18. Pico da Bagacina	30,4	70,9	108,1	35,3
19. Queimada	21,9	114,1	186,6	35,1
20. Altares	33,7	223,2	576,4	176,7
21. Santa Bárbara (Beira-Mar)	23,9	144,1	586,5	218,3

Quadro 3 – Classe de textura dos 21 solos em estudo, colhidos na camada arável (0-20cm de profundidade).

Localização das amostras	Classe de textura	Limo (%)	Areia (%)	Argila (%)
1. Pico Redondo	Franco	23,9	67,5	8,6
2. Cinco Picos	Arenoso	15,3	78	6,72
3. Caminho da Vila	Franco	25,9	66,1	8
4. São Sebastião	Franco	17,9	57,5	24,6
5. Porto Martins	Franco-Arenoso	32,2	39,3	28,5
6. Praia da Vitória	Franco-Arenoso	19,9	70,1	10
7. Pico Celeiro	Franco-Arenoso	20,1	73,2	6,7
8. Serra do Cume	Arenoso	16	79,3	4,72
9. Caldeira Guilherme Moniz	Areno-Franco	26	70	4
10. Escampadouro	Areno-Franco	20	71,4	8,6
11. Cabrito	Arenoso	10,2	83,3	6,5
12. Serra Sta. Bárbara (Alto)	Arenoso	14,3	81,2	4,5
13. Serra Sta. Bárbara (Baixo)	Arenoso	13,9	82,2	3,9
14. Santa Bárbara	Areno-Franco	20	71,2	8,8
15. Pico Alto	Arenoso	14	80,9	5,1
16. Aqualva	Areno-Franco	21,8	64,2	14
17. Vila Nova	Areno-Franco	21,8	63,6	14,6
18. Pico da Bagacina	Arenoso	15,9	78	6,1
19. Queimada	Areno-Franco	21,8	70,2	8
20. Altares	Areno-Franco	24	65,4	10,6
21. Santa Bárbara (Beira-Mar)	Franco-Arenoso	22	57,4	20,6

Quadro 4 – Teor de metais pesados dos 21 solos em estudo, colhidos na camada arável (0-20cm de profundidade).

Localização das amostras	Cd (mg Kg <sup>-1</sup> )	Pb (mg Kg <sup>-1</sup> )	Cu (mg Kg <sup>-1</sup> )	Cr (mg Kg <sup>-1</sup> )	Mn (mg Kg <sup>-1</sup> )	Mo (mg Kg <sup>-1</sup> )	Ni (mg Kg <sup>-1</sup> )	Zn (mg Kg <sup>-1</sup> )
	*	*	*	*	*	*	*	*
1. Pico Redondo	0,4	59,7	14,9	6,9	1868,7	8,9	6,1	117,4
2. Cinco Picos	0,2	18,2	15,2	6,8	1475,2	8,1	5,6	63,0
3. Caminho da Vila	0,6	17,0	19,0	1,7	2495,9	6,7	7,7	263,8
4. São Sebastião	0,1	2,8	36,8	26,3	1594,1	6,5	49,5	121,2
5. Porto Martins	0,7	10,5	21,3	15,2	2258,8	8,9	19,9	287,2
6. Praia da Vitória	0,7	13,4	16,9	7,3	2314,4	8,6	7,3	296,0
7. Pico Celeiro	0,3	12,2	10,1	6	2934,4	10,9	2,6	209,4
8. Serra do Cume	0,1	9,6	3,6	2,1	1152,7	13,2	0,5	53,0
9. Caldeira Guilherme Moniz	0,3	8,0	2,9	3,5	1168,3	8,3	2,5	101,3
10. Escampadouro	0,3	12,2	3,5	3	1158,9	17,6	1,1	61,1
11. Cabrito	0,1	4,7	2,6	2,4	1406,7	8,7	0,6	38,4
12. Serra Sta. Bárbara (Alto)	0,1	5,5	2,0	1,7	616,2	10,5	0,3	27,0
13. Serra Sta. Bárbara (Baixo)	0,1	12,0	7,4	6,8	1322,3	9,6	3,2	75,6
14. Santa Bárbara	0,3	10,3	13,3	12,4	1293,8	7,4	26,1	147,2
15. Pico Alto	<0,1	8,4	1,5	1,5	972,4	16,2	<0,5	35,6
16. Agualva	0,2	11,0	7,7	3,6	2494,5	11,7	4,3	233,8
17. Vila Nova	0,2	9,9	5,8	4,9	2078,3	10,9	11,0	175,3
18. Pico da Bagacina	0,1	6,2	2,4	2,1	486,9	7,9	0,5	18,8
19. Queimada	0,2	9,6	11,7	4,7	1640,7	11,5	3,3	114,8
20. Altares	0,4	8,5	16,5	16,7	1650,7	9,0	20,5	193,2
21. Santa Bárbara (Beira-Mar)	<0,1	7,5	12,1	13,1	1316,6	10,7	23,1	119,2

\* método: extracção com água régia.

## 2 - Resultados e discussão

Na avaliação da taxa do potencial de nitrificação líquida do azoto nos solos, será considerado apenas o teor de  $\text{NO}_3^-$ .

No quadro 5, apresentam-se os resultados do N nitrificado ( $\text{NO}_3^-$ ) acumulado em função do tempo, medido no solo através do método de incubação aeróbia de longa duração (154 dias) realizado em laboratório.

Quadro 5 - Resultados do azoto nitrificado ( $\text{NO}_3^-$ ) acumulado em função do tempo (dias).

Nº amostra	Tempo de incubação (dias)											
	0	3	9	14	21	28	56	70	84	98	126	154
1	18,67	20,98	23,33	28,51	32,23	43,73	49,94	56,32	59,92	66,18	79,87	99,09
2	22,52	27,47	28,39	33,29	39,10	49,89	56,83	63,15	68,21	79,22	91,84	119,27
3	16,88	20,08	21,94	26,89	32,89	42,27	49,21	55,78	61,84	67,08	80,04	101,69
4	22,64	24,56	24,92	28,62	31,87	39,58	44,59	49,21	55,79	55,4	70,55	85,86
5	13,00	14,68	14,94	17,2	21,37	23,29	27,2	35,76	30,72	32,99	37,68	45,49
6	15,54	18,8	20,2	23,8	27,12	37,46	43,79	49,6	52,3	57,06	68,97	85,10
7	25,94	30,00	29,6	36,44	42,21	52,04	58,39	65,61	68,83	74,37	87,59	103,65
8	13,57	16,58	18,56	21,76	26,75	34,35	39,77	45,13	47,44	52,51	64,85	85,46
9	0,34	1,18	0,31	1,03	1,86	2,53	1,97	3,44	2,59	2,76	2,40	3,52
10	19,11	22,72	23,76	28,8	35,46	44,11	49,34	53,65	58,68	42,16	80,94	98,37
11	1,91	2,42	2,51	3,58	4,48	5,78	7,00	8,18	7,79	9,26	9,83	11,85
12	0,09	1,40	0,20	1,45	0,78	2,18	3,26	3,70	4,34	5,85	6,25	11,19
13	7,48	9,47	10,24	12,88	16,75	20,57	25,13	27,79	29,15	31,45	39,04	45,83
14	21,19	24,54	25,68	30,28	37,36	44,85	51,40	58,30	60,16	62,72	76,10	62,17
15	4,10	5,04	4,78	6,42	8,06	10,22	25,87	13,51	15,42	16,44	18,85	62,17
16	10,11	12,47	12,97	17,41	20,55	27,46	32,5	36,16	37,78	43,63	86,08	67,05
17	22,28	24,24	24,63	29,43	32,07	42,89	46,51	52,38	55,04	59,6	68,91	91,51
18	6,74	8,46	10,92	14,91	19,18	29,19	37,56	44,1	52,32	60,66	82,28	102,65
19	23,63	26,62	30,08	36,17	38,36	48,91	54,64	61,59	63,3	71,64	86,08	105,91
20	28,29	32,38	32,69	35,86	46,58	52,61	59,82	65,89	67,84	54,99	87,73	98,23
21	30,03	35,06	34,52	38,39	44,79	49,31	54,19	41,61	56,47	61,33	71,14	78,29

Nas figuras 7, 8 9 e 10, apresentam-se os resultados de nitrificação líquida do azoto expressa em  $\text{mg Kg}^{-1} \text{ N}$ , medido no solo através do método biológico de incubação aeróbia de longa duração (154 dias) realizado em laboratório (a nitrificação

líquida foi calculada através do teor de nitratos determinado no respectivo dia de incubação menos o dia zero).

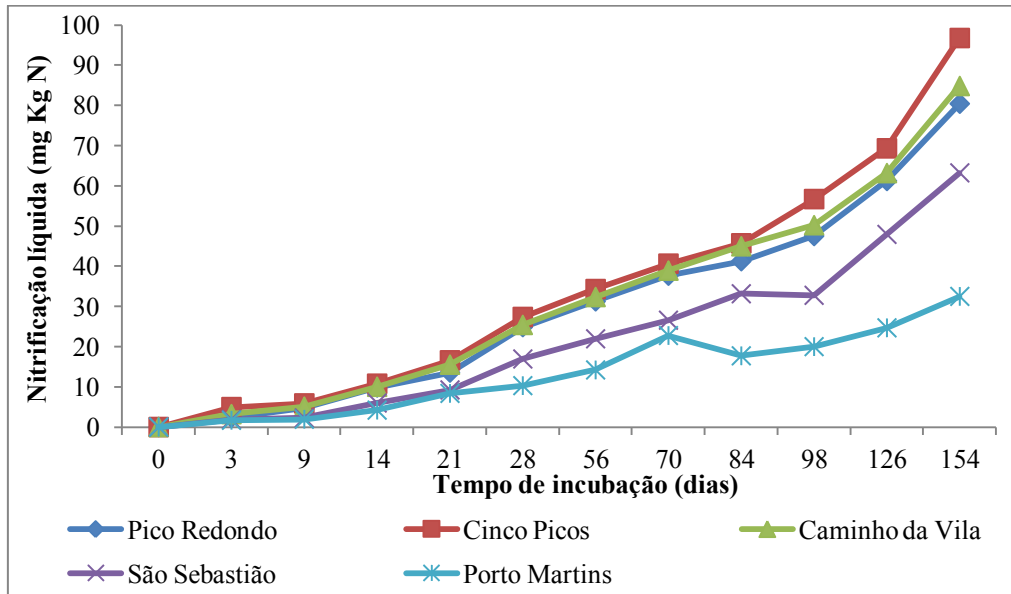


Figura 7 – Relação entre a nitrificação líquida e o tempo de incubação (dias) para os solos localizados em Pico Redondo, Cinco Picos, Caminho da Vila, São Sebastião e Porto Martins.

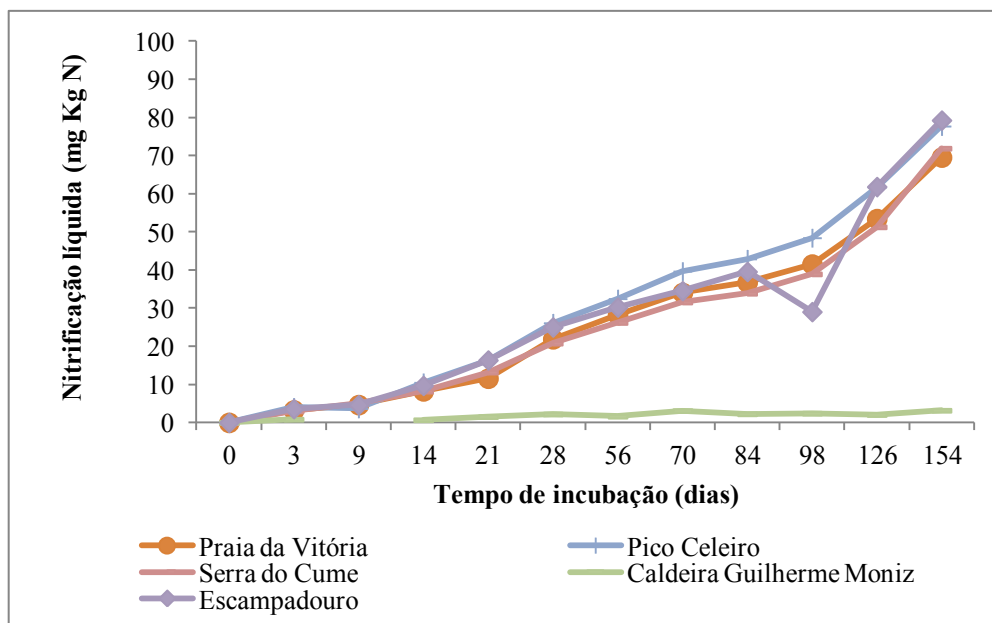


Figura 8 – Relação entre a nitrificação líquida e o tempo de incubação (dias) para os solos localizados em Praia da Vitória, Pico Celeiro, Serra do Cume, Caldeira Guilherme Moniz, Escampadouro.

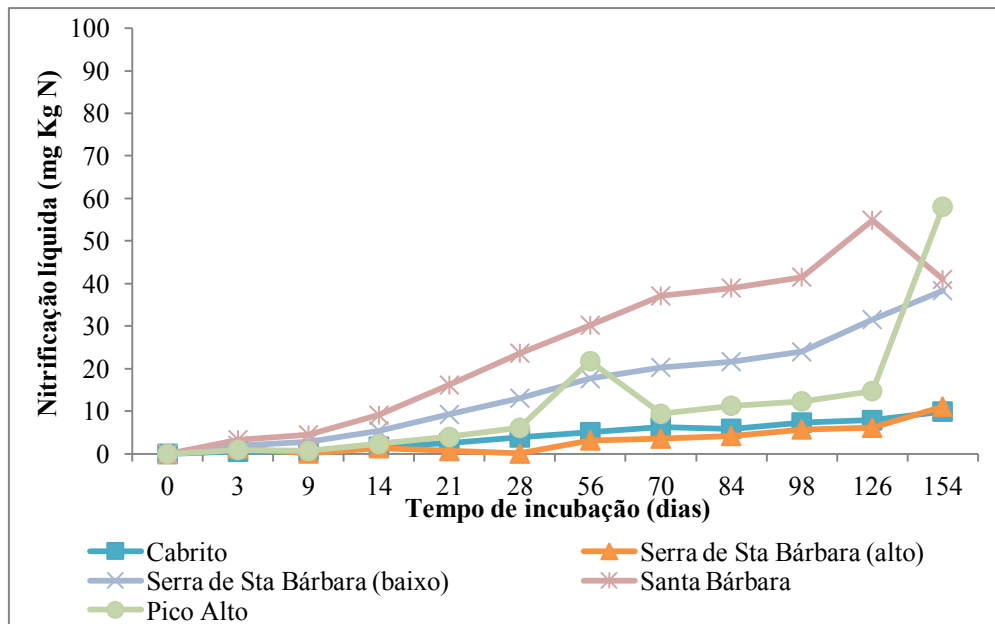


Figura 9 – Relação entre a nitrificação líquida e o tempo de incubação (dias) para os solos localizados em Cabrito, Serra de Santa Bárbara (zona alta), Serra de Santa Bárbara (zona baixa), Santa Bárbara, Pico Alto.

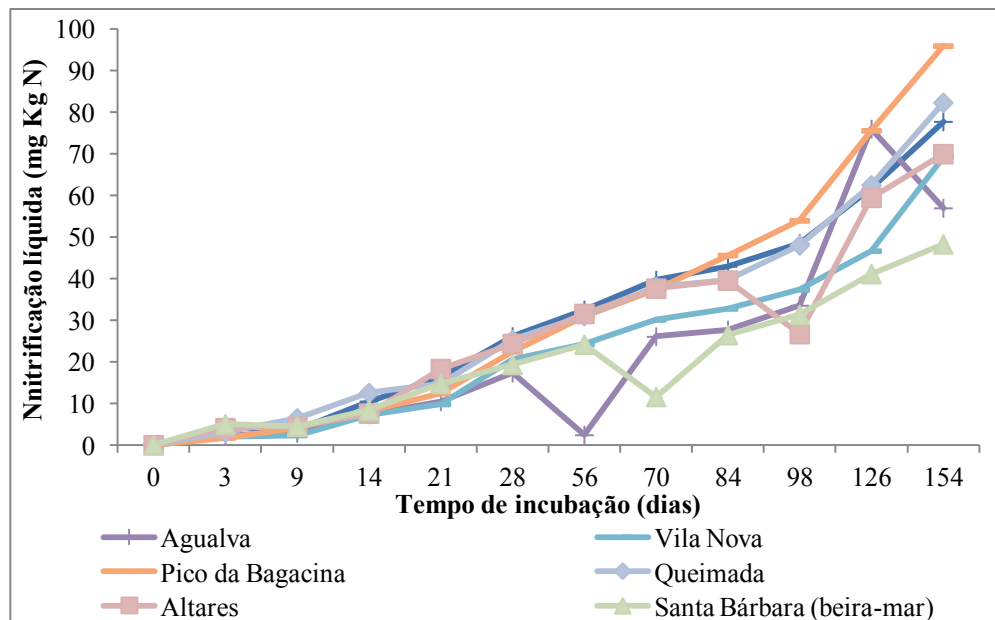


Figura 10 – Relação entre a nitrificação líquida e o tempo de incubação (dias) para os solos localizados em Agualva, Vila Nova, Pico da Bagacina, Queimada, Altares, Santa Bárbara (beira-mar).

Para todos os solos estudados, e de um modo geral, observou-se um comportamento semelhante. Verificou-se um maior aumento de N mineral nos períodos iniciais da incubação, verificando-se estabilização a partir do vigésimo oitavo dia de incubação (figuras 7, 8, 9 e 10).

Pela observação das figuras anteriores podemos verificar que foi entre os dias 21 e 28 que ocorreu uma maior nitrificação líquida, tal como foi observado por Rodhen (2005).

O aumento inicial de N nitrificado pode ser explicado pelo facto, de os solos não terem sido sujeitos a uma secagem intensa que lhes afectasse a fauna microbiana por completo.

Na maioria dos solos, Pico Redondo, Cinco Picos, Caminho da Vila, São Sebastião, Praia da Vitória, Serra do Cume, Santa Bárbara, Vila Nova, Pico da Bagacina e Queimada, observou-se um aumento do teor de azoto nitrificado ao longo de todo o período de incubação (154 dias), perfazendo uma média de nitrificação líquida de 0,4498 mg Kg<sup>-1</sup> N, com uma taxa de nitrificação potencial líquida de 164, 18 mg Kg<sup>-1</sup> N dia.

Nos solos localizados em Porto Martins, Pico Celeiro, Escampadouro, Cabrito, Serra de Santa Bárbara (zona baixa), Agualva e Altares, ao longo do período de incubação, verificou-se apenas um ligeiro decréscimo no teor de N nitrificado.

Nos restantes solos, Caldeira Guilherme Moniz, Serra de Santa Bárbara (zona alta), Pico Alto e Santa Bárbara (beira-mar), ao longo do período de incubação observaram-se várias oscilações nos teores de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

Todos os solos, à excepção do solo localizado em Agualva, mostraram um aumento mais acentuado de nitrificação líquida no último período de incubação (entre os dias 126 e 154).

Amado (2002) observou durante um ensaio de incubação de longa duração em laboratório que o teor de nitratos aumentou ao longo do respectivo período, tal como se verificou no presente trabalho.

A maior quantidade de N nitrificado nos períodos iniciais pode ser atribuída às fracções orgânicas de fácil mineralização (Wang *et al.*, 2003; Rhoden 2005), provenientes, provavelmente, da reciclagem da biomassa microbiana (Mengel, 1996), ou através da indução da actividade microbiana resultante da preparação e manuseio das amostras de solo (Stanford e Smith, 1972; Camargo *et al.*, 1997; Rhoden *et al.*, 2005).

A cinética de nitrificação do azoto observada nestes solos é típica de estudos de incubação de longa duração com amostras deformadas de solo, quer em condições aeróbias, como anaeróbias (Pottker e Tedesco, 1979; Camargo *et al.*, 1997; Wang *et al.*, 2003; Rhoden *et al.*, 2005).

É plausível, que as condições iniciais predominantemente aeróbias, não tenham facultado perdas significativas de  $\text{NO}_3^-$  por desnitrificação, e nem a transformação do  $\text{NO}_3^-$  em  $\text{NH}_4^+$  por redução dissimilatória uma vez que, este processo ocorre apenas em ambientes altamente reduzidos (Fazzolari *et al.*, 1990).

Segundo Verchot *et al.* (1999), os valores baixos de nitrificação líquida podem explicar as baixas concentrações de  $\text{N-NO}_3^-$  nos solos de pastagem, o que presumivelmente, deve ocorrer como resultado da existência de poucos microrganismos nitrificadores nestas condições. Todavia, outros factores podem limitar o processo de nitrificação no solo, como a existência de microssítios anaeróbios (Khalil *et al.*, 2002) ou, a alta actividade respiratória do sistema radicular das gramíneas.

É necessário salientar, que em solos incubados, a saturação do solo ocorre de forma diferente ao que se verifica no campo, *in situ*. De acordo com estudos efectuados *in situ*, os resultados são influenciados pela variabilidade temporal e espacial que resulta do facto da distribuição e conteúdo de água no solo ser diferente, tal como o carbono e o  $\text{N-NO}_3^-$  disponível (Luo *et al.*, 2000).

A estimativa do azoto nitrificado através da incubação em laboratório sofre várias limitações, pelo facto de não contabilizar o fluxo de água no solo, a natureza e a localização da matéria orgânica e as propriedades físicas e químicas, que afectam a actividade biológica no solo (Mary e Justes, 2001). No solo existem outros factores que podem intervir na mineralização e nitrificação do azoto, tais como: desnitrificação e volatilização, factores difíceis de transpor para incubação em laboratório.

Não existem trabalhos desenvolvidos na área de nitrificação líquida em solos dos Açores, para que se possam comparar ao trabalho desenvolvido.

Quadro 6 – Relação entre o nº e a localização das amostras com a nitrificação líquida em mg N/Kg e a nitrificação líquida em Kg N/ha ano.

Relação entre o nº e a localização das amostras	Nitrificação líquida (mg N/Kg)	Nitrificação líquida (Kg N/ha ano)
1. Pico Redondo	0,486	169,1
2. Cinco Picos	0,567	178,8
3. Caminho da Vila	0,509	185,0
4. São Sebastião	0,383	178,7
5. Porto Martins	0,197	108,2
6. Praia da Vitória	0,421	169,8
7. Pico Celeiro	0,475	175,0
8. Serra do Cume	0,415	73,2
9. Caldeira Guilherme Moniz	0,015	4,9
10. Escampadouro	0,448	115,3
11. Cabrito	0,062	16,1
12. Serra Santa Bárbara (zona alta)	0,060	11,5
13. Serra Santa Bárbara (zona baixa)	0,249	66,0
14. Santa Bárbara	0,324	125,5
15. Pico Alto	0,250	62,3
16. Agualva	0,419	228,5
17. Vila Nova	0,402	180,64
18. Pico da Bagacina	0,595	139,6
19. Queimada	0,485	166,3
20. Altares	0,410	148,7
21. Santa Bárbara (zona beira-mar)	0,278	166,43

Nos 21 solos estudados, a nitrificação líquida variou entre 0,0152 e 0,5668 mg Kg N (figura 11).

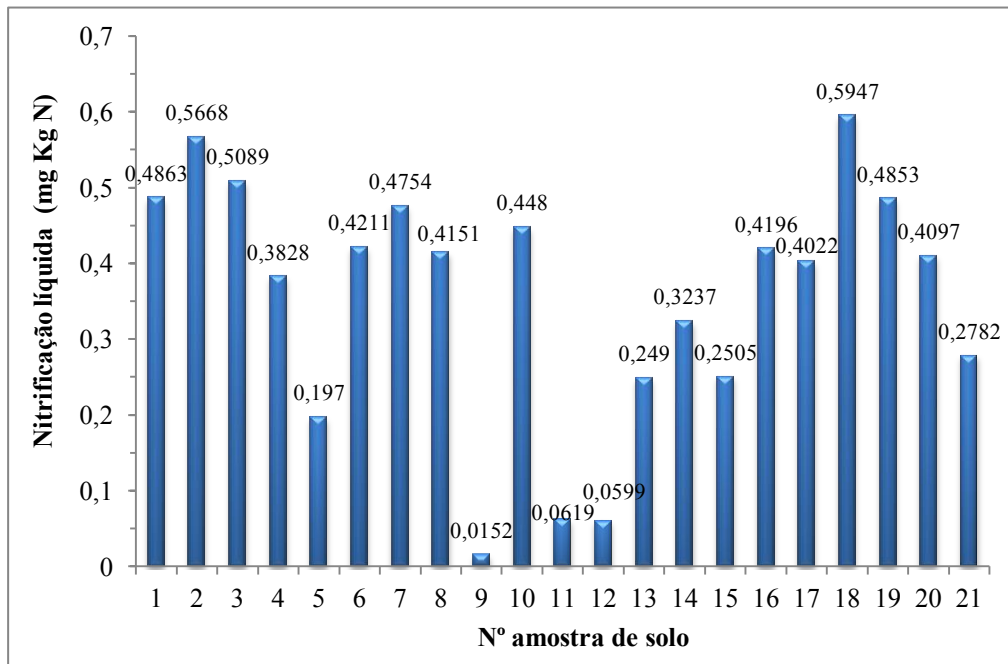


Figura 11 - Relação entre a nitrificação líquida expressa em mg Kg<sup>-1</sup> N, durante o período de incubação (154 dias) e o número da amostra do solo.

Os solos localizados na zona de “Pico da Bagacina” e zona “Caldeira Guilherme Moniz”, apresentaram a maior e menor nitrificação líquida, respectivamente (figura 12).

O maior valor de nitrificação líquida observado corresponde ao solo localizado na zona “Pico da Bagacina”, a 528 m de altitude, em zona de pastagem. Este solo apresentou o menor valor de pH (3,8), e teores de C e N de 54,0 g Kg<sup>-1</sup> e 4,64 g Kg<sup>-1</sup>, respectivamente, uma relação de C/N de 11,64, e matéria orgânica de 91,3 g Kg<sup>-1</sup>.

O solo que apresentou a menor nitrificação líquida, está localizado na zona “Caldeira Guilherme Moniz”, em zona de pastagem, a 509 m de altitude. Este solo apresentou o valor de pH mais elevado de todos os solos estudados (6,8); os teores de carbono e azoto totais observados foram os mais baixos, quando comparados com os outros solos em estudo, 16,3 g Kg<sup>-1</sup> e 1,58 g Kg<sup>-1</sup>, respectivamente, relação C/N 10,34, matéria orgânica, 29,8 g Kg<sup>-1</sup>.

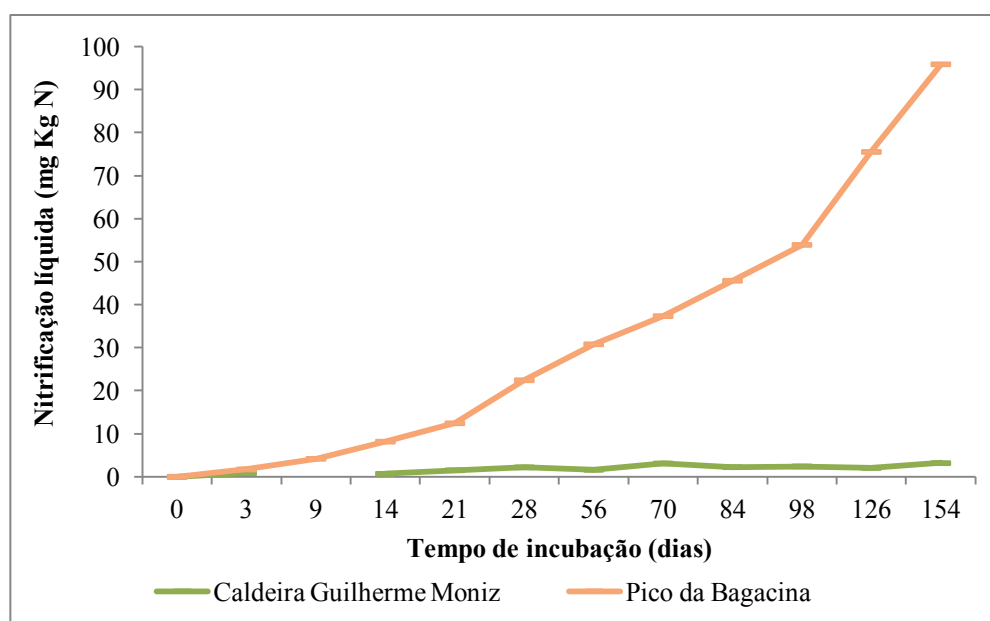


Figura 12 - Relação entre a taxa potencial de nitrificação líquida expressa em  $\text{mg Kg}^{-1} \text{ N}$ , durante o período de incubação e os solos “Caldeira Guilherme Moniz” e “Pico da Bagacina”.

A nitrificação líquida depende da presença de bactérias nitrificadoras, de substrato amoniacal, e de factores como a temperatura, a humidade, o arejamento do solo, o pH, o carbono, o azoto, a relação C/N, a matéria orgânica, e a possível presença de elementos tóxicos (Santos, 1991; Wild, 1992; Stevenson, 1999; Militão, 2004).

Como os solos foram incubados a  $25^{\circ}\text{C}$  e não foram completamente secos, a mineralização foi exclusivamente resultado das características intrínsecas de cada solo (Rhoden *et al.*, 2006).

Um dos factores que exerce grande influência sobre a nitrificação líquida é a variação do pH do solo provocada pelas diferentes fontes de N aplicadas nos solos (Silva e Vale, 2000). Durante este ensaio, verificou-se que o pH exerce uma enorme influência na nitrificação líquida. De acordo com a figura 13, que relaciona o pH com a nitrificação líquida ( $\text{mg Kg}^{-1} \text{ N}$ ) observou-se, que há medida que o pH aumenta uma unidade na escala, a nitrificação líquida diminui  $0,436 \text{ mg Kg}^{-1} \text{ N dia}$ . O  $R^2$  foi de 0,44. É possível concluir que a influência do pH na nitrificação líquida é significativa ( $p < 0,005$ ), podendo-se mesmo afirmar que é altamente significativa ( $p = 0,001$ ).

A influência do pH no valor de nitrificação líquida pode ser expressa pela seguinte equação:  $\text{nitrificação} = 1,080 + (-0,149 \times \text{pH})$ .

Silva *et al.* (1994) apontam que o grau de acidez do solo como o principal factor que condiciona o processo de nitrificação. De acordo com esta fonte, as taxas de nitrificação diminuem de forma rápida para valores de pH menores que 6,0, tornando-se bastante reduzidas em solos com pH inferiores a 5,0. Isto porque, segundo (Silva e Vale, 2000) alterações nos valores de pH do solo, apresentam extrema importância, principalmente em condições ambientais limítrofes à actividade dos organismos nitrificadores.

No entanto, neste trabalho, os solos que apresentam valores de pH entre 4 e 5 registaram os teores de nitrificação líquida mais elevadas.

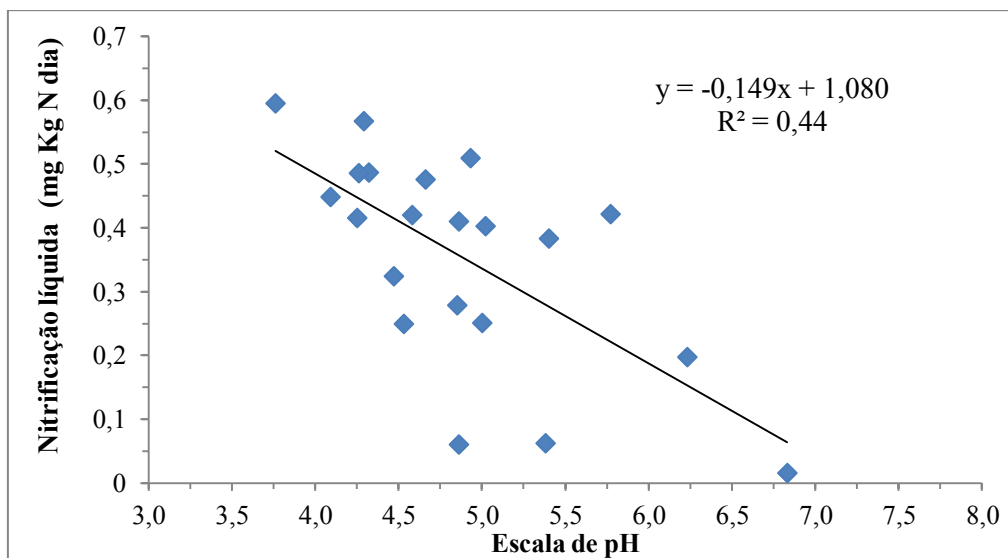


Figura 13 - Relação entre a nitrificação líquida ( $\text{mg Kg}^{-1} \text{N}$ ) e o pH dos 21 solos.

Através da análise por regressão linear simples da influência do teor de azoto ( $\text{g Kg}^{-1}$ ) presente no solos sobre a nitrificação líquida ( $\text{mg Kg}^{-1} \text{N}$ ), verificou-se que o teor de N presente naqueles solos foi significativo para a obtenção do respectivo valor de nitrificação líquida ( $p < 0,05$ ) isto é, existe uma correlação positiva entre o teor de N e a nitrificação, com valor de  $R^2$  de 0,39.

De acordo com a figura 14, que relaciona o teor azoto ( $\text{g Kg}^{-1}$ ) com a nitrificação líquida ( $\text{mg Kg}^{-1} \text{N}$ ) observou-se, que há medida que a quantidade de azoto presente nos solos aumenta uma unidade, a nitrificação líquida aumenta  $0,527 \text{ mg Kg}^{-1} \text{N}$ . A influência do teor de N na nitrificação líquida pode ser expressa pela seguinte equação: nitrificação ( $y$ ) =  $0.109 + (0.058 \times \text{N})$ .

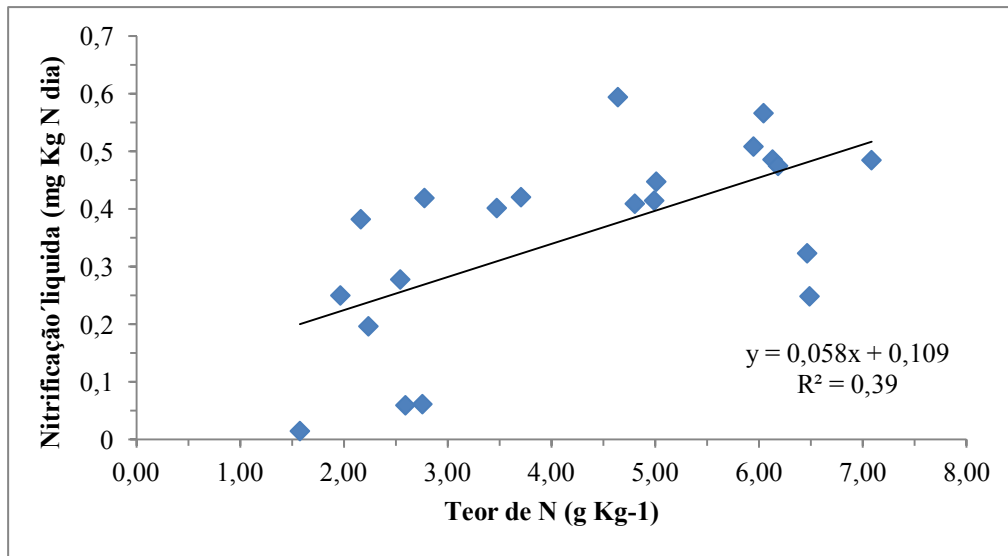


Figura 14 - Relação entre a nitrificação líquida ( $\text{mg Kg}^{-1} \text{ N}$ ) e o teor de N ( $\text{g Kg}^{-1}$ ) presente nos 21 solos.

Pelo mesmo método de análise, regressão linear simples, a influência do teor de carbono presente nos solos estudados não apresentou uma correlação significativa na nitrificação líquida, embora se tenha verificado que o menor teor de carbono, corresponda ao solo que apresentou uma menor nitrificação líquida. À medida que o teor de carbono aumenta uma unidade, a nitrificação aumenta  $0,024 \text{ mg Kg}^{-1} \text{ N}$ ; e pode ser expressa pela seguinte equação:  $\text{nitrificação}(y) = 0,158 + (0,004 \times C)$  (figura 15).

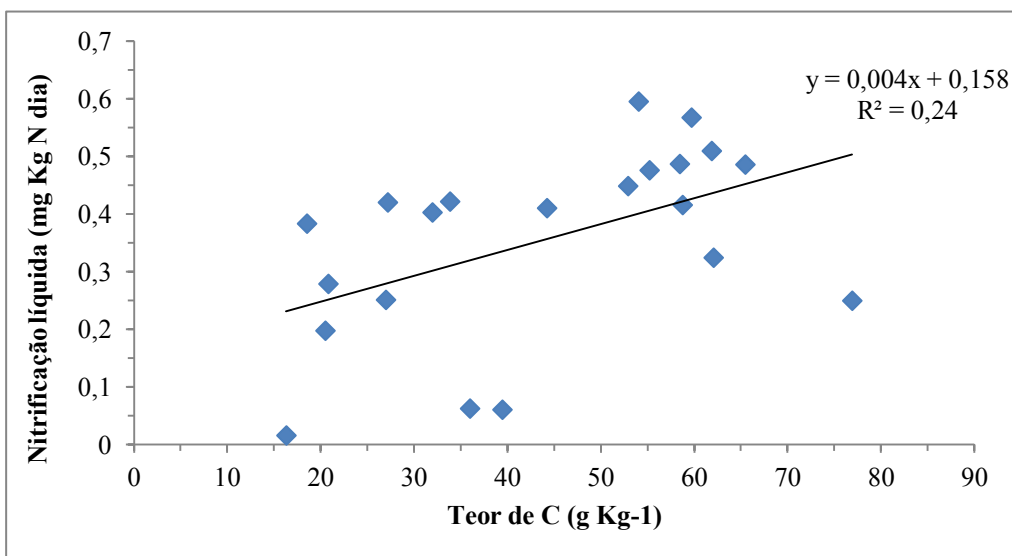


Figura 15 - Relação entre a nitrificação líquida ( $\text{mg Kg}^{-1} \text{ N}$ ) e o teor de C ( $\text{g Kg}^{-1}$ ).

Não se observou uma correlação significativa entre a MO dos solos e a nitrificação líquida. De acordo com a figura 16, que relaciona o teor matéria orgânica ( $\text{g Kg}^{-1}$ ) com a nitrificação ( $\text{mg Kg}^{-1} \text{ N dia}$ ) observou-se, que há medida que a quantidade de MO presente nos solos aumenta uma unidade, a nitrificação aumenta  $0,24 \text{ mg Kg}^{-1} \text{ N dia}$ . Apresentou um  $R^2$  de 0,24. E pode ser expressa pela seguinte equação:  $\text{nitrificação}(y) = 0,152 + (0,003 \times \text{MO})$ .

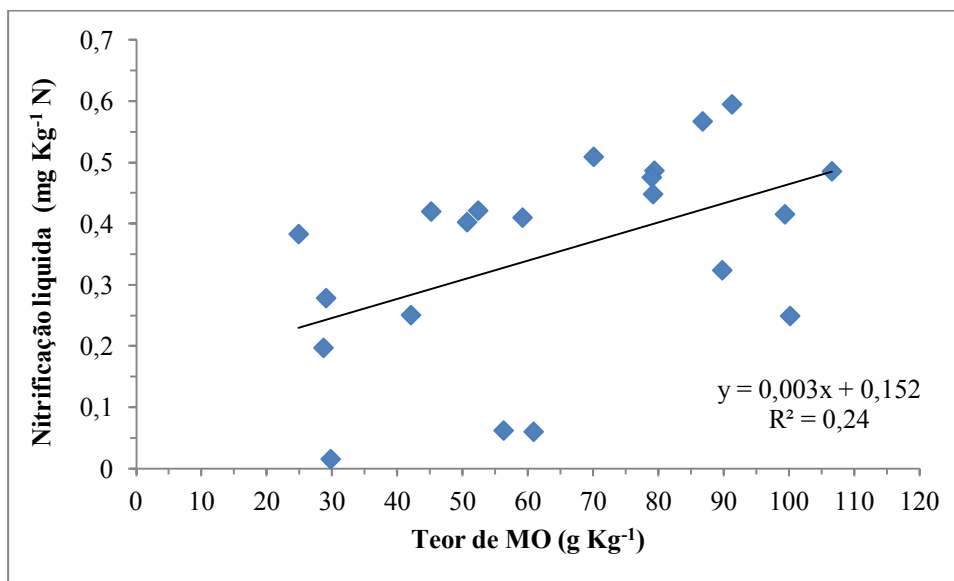


Figura 16 - Relação entre a nitrificação líquida ( $\text{mg Kg}^{-1} \text{ N}$ ) e o teor de MO ( $\text{g Kg}^{-1}$ ).

De acordo com Simões (2008), solos com níveis elevados de matéria orgânica apresentam populações microbianas mais elevadas, logo uma maior actividade biótica com efeitos directos e indirectos na disponibilização de nutrientes.

Cambão (2000), afirma que o teor de metais pesados presentes nos solos são passíveis de inibir o processo de nitrificação. Todavia, não houve uma correlação significativa ( $p > 0,05$ ) entre o teor de metais pesados nos solos estudados com a nitrificação líquida obtida. Para os metais pesados estudados observaram-se os seguintes valores de  $R^2$ : cádmio  $R^2$ : 0,027; chumbo  $R^2$ : 0,108; cobre  $R^2$ : 0,075; crómio  $R^2$ :  $3,66 \times 10^{-4}$ ; manganês  $R^2$ : 0,088; molibdénio  $R^2$ :  $4,14 \times 10^{-6}$ ; níquel:  $R^2$ :  $3,81 \times 10^{-4}$ ; zinco  $R^2$ : 0,037. O que demonstra que os metais pesados não influenciam a nitrificação em solos com estas características.

De acordo com Rhoden *et al.* (2006), o teor de argila presente nos solos é um factor importante que deve ser tido em conta na avaliação do azoto mineralizado. Segundo estes autores, a correlação entre o teor de argila do solo e o azoto mineralizado foi relativamente alto. Resultado semelhante foi obtido por Camargo *et al.* (2007). No entanto, no presente estudo, a correlação entre a nitrificação e o teor de argila presente nos solos estudados não foi significativa, ou seja, não influenciou a nitrificação obtida.

A relação C/N não apresentou uma correlação positiva ( $p > 0,05$ ), teve um valor de  $R^2$  0,21, na nitrificação líquida, apesar da literatura citada ao longo do trabalho apontar este factor como fundamental na taxa de nitrificação líquida. Se os solos possuírem uma razão C/N elevada, ou seja, pouco azoto, os microrganismos tenderão a usar o azoto disponível proveniente do solo e dos fertilizantes (Meneghin, 2006), promovendo a sua imobilização temporária. Nos solos observados a relação C/N variou entre 8,7 e 13,7.

Por regressão linear simples, a altitude a que estão localizados os solos, não influenciou a taxa potencial de nitrificação líquida.

A relação C/N com factor isolado não influencia a taxa de nitrificação. No entanto, correlacionando com todas as variáveis independentes (pH, C, N, MO, teor de argila e altitude) mostrou-se relevante para o valor de nitrificação líquido obtido. Por sua vez, o azoto demonstrou influenciar significativamente a taxa potencial de nitrificação, mas correlacionando com todos os factores analisados, não mostrou influência significativa para o processo e valores obtidos de nitrificação.

A altitude é um factor importante, e que devemos ter em conta, pois apesar de não ser significativa na nitrificação líquida observada nos solos. Se excluirmos a relação C/N como variável independente, a altitude é significativa no processo ( $p < 0,05$ ), podemos mesmo considerar que é altamente significativa ( $p = 0,001$ ).

A altitude altera o pH do solo, resultado do aumento da intensidade pluviométria, e que fará com que intensifique a lixiviação dos solos, e consequentemente a acidificação.

## Conclusões e perspectivas futuras

O presente trabalho teve como principal objectivo avaliar a taxa potencial de nitrificação líquida pelo método biológico de incubação aeróbia de longa duração em laboratório, durante 154 dias, determinando assim a sua relação com algumas características dos solos, como contributo para o estudo da nitrificação do N em solos representativos da ilha Terceira.

Nos 21 solos estudados, a nitrificação líquida variou entre 0,0152 e 0,5668 mg Kg N, ou convertendo para ha/ano, variou entre 4,9 e 228,5 Kg N/ha ano.

Foi possível concluir através da regressão linear simples que o pH e o teor de azoto das amostras de solos estudados mostraram uma correlação positiva ( $p < 0,05$ ), isto é, demonstraram influência significativa no processo de nitrificação. Podemos mesmo afirmar que o pH exerce uma influência altamente significativa ( $p = 0,01$ ).

Contrariamente ao que é citado na literatura, neste trabalho, os solos que apresentam valores de pH entre 4 e 5 registaram valores de nitrificação líquida mais elevadas. Sendo que o valor de nitrificação mais elevado foi observado no solo com pH mais baixo (3,8). Este parâmetro merece um estudo mais aprofundado dado que não é comum ocorrer nitrificação com valores de pH tão baixos.

A relação entre o teor de N (mg Kg) e a nitrificação presente nos solos estudados apresentou um valor de  $R^2 = 0,39$  e foi significativo ( $p < 0,05$ ) para a taxa de nitrificação líquida observada.

Ao relacionarmos a matéria orgânica, o teor de carbono, o teor de argila, os metais pesados, a relação C/N, e a altitude com a nitrificação obtida dos solos estudados, foi possível concluir que não foram significativos ( $p > 0,05$ ), através de análise de regressão linear simples.

Através da regressão linear múltipla por stepwise, em que se correlacionaram todas as variáveis independentes (pH, MO, C, N, teor de argila, metais pesados, relação C/N, altitude) concluí-se que os efeitos do pH e da relação C/N são significativos para o teor de nitrificação registado nos solos estudados, com valores de  $R^2$  de 0,44 e 0,21, respectivamente.

A relação C/N dos solos analisados variou entre 8,7 e 13,7.

Como a nitrificação funciona como um ecossistema aberto e dinâmico, não podemos excluir as variáveis que não se mostraram significativas para o processo, nem

considerar apenas o pH e a relação C/N, como factores que influenciam a taxa potencial de nitrificação.

A altitude é um factor importante, e que devemos ter em conta, pois apesar de não se ter mostrado significativo na taxa de nitrificação líquida dos solos em análise. Se excluirmos a relação C/N como variável independente, a altitude é significativa no processo ( $p < 0,05$ ), podemos mesmo considerar que é altamente significativa ( $p = 0,001$ ).

A altitude altera o pH do solo, resultado do aumento da intensidade pluviométrica, e que fará com que intensifique a lixiviação dos solos, e consequentemente a acidificação, por sua vez, a taxa de nitrificação líquida.

Uma vez que no laboratório não é possível incrementar as condições dos solos *in situ*, isto é, não temos em conta parâmetros como a precipitação, temperatura, fauna microbiana, manejo dos animais, entrada de matéria orgânica, seria interessante proceder à determinação da nitrificação e mineralização líquida no campo; determinar o pH ao longo do período de incubação, e determinar a densidade populacional microbiana nos solos.

## Referências bibliográficas

Alves, T.F. (2009). *Efeito dos exsudados radiculares na mineralização de resíduos orgânicos aplicados ao solo*. Dissertação de Mestrado. Instituto Superior de Agronomia. Universidade Técnica de Lisboa. Lisboa.

Amado, E.M. (2002). *Determinação da mineralização líquida em solos dos Açores*. Relatório de estágio. Departamento de Ciências Agrárias. Universidade dos Açores. Angra do Heroísmo.

Amlinger, F.; Gotz, B.; Dreher, P; Geszti, J.; Weissteiner, C. (2003). *Nitrogen in biowaste and yard waste compost: dynamics of mobilisation and availability - a review*. European Journal of Soil Biology.

Amorim, D.N. (2008). *Azoto Ureico no Leite (AUL/MUN). Uma ferramenta de gestão ambiental e nutricional - o caso de São Miguel*. Dissertação de Mestrado. Departamento de Biologia. Universidade dos Açores. Ponta Delgada.

Azevedo, E. B., (1996). *Modelação do Clima Insular à Escala Local. Modelo CIELO aplicado à ilha Terceira*. Tese de Doutoramento. Universidade dos Açores. Angra do Heroísmo.

Bassin, J.P. (2008). *Nitrificação de efluentes salinos em reatores de leito móvel com biofilme e biorreatores agitados*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro.

Bettencourt, M.L. (1979). *O clima de Portugal – O clima dos Açores como recurso natural, especialmente em agricultura e indústria do turismo*. Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica. Lisboa.

Bot, A. e Benites, J. (2005). *The importance of soil organic matter*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome

Brady, N.C. (1974). *The Nature and Properties of Soils*. 8ª edição.

Broadbent, F.E. (1986). *Empirical modeling of soil nitrogen mineralization*. *Soil Science*.

Brun, E.J. (2008). *Matéria orgânica do solo em plantios de Pinus taeda e P. elliottii em duas regiões do Rio Grande do Sul*. Tese de Doutorado. Centro de Ciências Rurais. Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria.

Buso, W.H.; Kliemann, H.J. (2003). *Relações de carbono orgânico e de nitrogênio total e potencialmente mineralizável com nitrogênio absorvido pelo milho*. Pesquisa Agropecuária Tropical.

Cabrera, M.L. (1993). *Modelling the flush of nitrogen mineralization caused by drying and rewetting soils*. *Soil Science Society of America journal*.

Calouro, F. (2005). *Actividades agrícolas e ambiente*. 1ª edição. Principia, Publicações Universitárias e Científicas. Porto.

Camargo, F.A.; Gianello, C.; Reichmann, E.; Tedesco, M.J. (2000). *Avaliação da disponibilidade do nitrogênio do solo estimada por métodos químicos*. *Revista Brasileira da Ciência do Solo*.

Camargo, F.A.; Gianello, C.; Tedesco, M.J.; Riboldi, J.; Meurer, E.J.; Bissani, C.A. (2002). *Empirical models to predict soil nitrogen mineralization*. *Ciência Rural*. Santa Maria.

Camargo, F.A.; Gianello, C.; Vidor, C. (1997). *Erros potenciais na estimativa da mineralização do nitrogênio do solo*. *Ciência Rural*, Santa Maria.

Cambão, J.M. (2000). *Comparação de métodos de incubação aeróbia para determinação do azoto potencialmente mineralizável em solos e correctivos orgânicos*. Relatório final de estágio. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Vila Real.

Cas, V.L. (2009). *Mineralização do carbono e do nitrogénio no solo com o uso de lodo de esgoto e palha de aveia*. Dissertação de Mestrado. Centro de Ciências Rurais. Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria.

Collins, A.; Allinson, D.W. (2002). *Nitrogen mineralization in soil from perennial grassland measured through long-term laboratory*. Agriculture, Ecosystems and Environment.

Dalias, P.; Anderson, J.; Bottner, P.; Coûteaux, M. (2002). *Temperature responses of net nitrogen mineralization and nitrification in conifer forest soils incubated under standard laboratory conditions*. Soil Biology Biochemistry.

Decreto – Lei nº 236/98, de 1 de Agosto de 1998, Lei da qualidade da Água.

Dias, E. (1996). *Vegetação Natural dos Açores – Ecologia e Sintaxonomia das Florestas Naturais*. Tese de Doutoramento. Departamento de Ciências Agrárias. Universidade dos Açores. Angra do Heroísmo.

Dias, E. (2007). *Ecologia e classificação da vegetação natural dos Açores*. Cadernos de Botânica nº5. Herbário da Universidade dos Açores (AZU). Angra do Heroísmo.

Donahue, R. L.; Miller, R. W.; Schickluna J. C. (1983). *Soils*. An Introduction to soils and plant growth, in J. Miller, 5th Edition: Prentice- Hall Inc., Englewood Cliffs, New Jersey.

Duarte, F.M. (2006). *Perdas de nitrogénio por volatilização de amónia e eficiência da adubação nitrogenada na cultura do arroz irrigado*. Dissertação de Mestrado. Centro de Ciências Rurais. Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria.

EPA. (2002). *Nitrogen: multiple and regional impacts*. Environmental Protection Agency. United States.

Favoretto, C.M. (2007). *Caracterização da matéria orgânica humidificada de um latossolo vermelho distrófico através da espectroscopia de fluorescência induzida por laser*. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Ponta Grossa. Ponta Grossa.

Fazzolari, E.; Mariotti, A.; Germon, J.C. (1990). *Dissimilatory ammonia production vs. denitrification in vitro and in inoculated agricultural soil samples*. Canadian Journal of Microbiology.

Filho, H. A. (2009). *Nitrificação em Sistemas de Lodo Ativado*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande.

Fontes, J.C. (1999). *Comportamento hidrológico dos solos agrícolas da Terceira: avaliação e simulação com o modelo Opus*. Tese de Doutorado. Departamento de Ciências Agrárias. Universidade dos Açores. Angra do Heroísmo.

Gianello, C.; Camargo, F.A.; Reichmann, E.; Tedesco, M.J. (2000). Avaliação da disponibilidade do solo estimada por métodos químicos. *Revista Brasileira da Ciência do Solo*.

Gonçalves, M.S. (2005). *Gestão de resíduos orgânicos*. 1ª edição. Principia, Publicações Universitárias e Científicas. Porto.

Herrmann, A. (2003). *Predicting Nitrogen Mineralization from Soil Organic Matter - a Chimera?* Tese de Doutorado. Department of Soil Sciences. Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala.

Houba, V.J.; Novozamsky, I; Tenmighff, E. (1994). *Soil Analysis Procedures*. Department of Soil Science and Plant Nutrition. Wageningen Agricultural University. Netherlands.

Inubushi, K.; Wada, H.; Takai, Y. (1985). *Easily decomposable organic matter in paddy soil. VI. Kinetics of nitrogen mineralization in submerged soils*. Soil Science and Plant Nutrition.

Jarvis, S.C.; Stockdale, E.A.; Shepherd, M.A.; Powlson, D.A. (1996). *Nitrogen mineralization in temperate agricultural soils: processes and measurement*. Advances in Agronomy.

Jonck, F. (2010). *Intoxicação espontânea e experimental por nitrato/nitrito em bovinos alimentados com Avena sativa (aveia) e/ou Lolium spp. (azevém)*. Dissertação de Mestrado. Departamento de Clínica e Patologia. Universidade do Estado de Santa Catarina. Lages.

Jones, A. (1984). *Estimation of an active fraction of soil nitrogen*. Soil Science and Plant Analysis.

Júnior, G.B. (2003). *Produção de forragem e transformações de nitrogênio do fertilizante em pastagens irrigada de capim Tanzânia*. Tese de Doutorado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba.

Keeney, D.R.; Bremner, J.M. (1966). *Determination and isotope-ratio analysis of different forms of nitrogen in soils: mineralizable nitrogen*. Soil Science of America Proceedings.

Khalil, M.I.; Rosenani, A.B.; Cleemput, O.; Boeckx, P.; Shamahuddin, J.; Fauziah, C.I. (2002). *Nitrous oxide production from an Ultisol of the humid tropics treated with different nitrogen sources and moisture regimes*. Biology and Fertility of Soils.

Luo, J.; Tillman, R.W.; Ball, P.R. (2000). *Nitrogen losses through denitrification in a soil under pasture in New Zealand*. Soil Biology Biochemistry.

MADRP – Ministério da Agricultura do Desenvolvimento Rural e das Pescas (2007). *Programa Apícola Nacional – Triénio de 2008 – 2010*.

Madruga, J.S. (1995). *Caracterização e génese do horizonte plácido em solos vulcânicos do Arquipélago dos Açores*. Tese de Doutoramento. Departamento de Ciências Agrárias. Universidade dos Açores. Angra do Heroísmo.

Magalhães, P.C. (2009). *Gestão de fertilizantes de libertação gradual de nutrientes em relvados municipais*. Dissertação de Mestrado. Escola Superior Agrária. Instituto Politécnico de Bragança. Bragança.

Magdoff, F.; Harold, E. (2009). *Building Soils For Better Crops – Sustainable soil management*. 3<sup>a</sup>edition. Sustainable Agriculture Research and Education. National Institute of Food and Agriculture, of Maryland and University of Vermont.

Makoi, J.; Ndakidemi, P. (2008). *Selected Soil Enzymes: Examples of their potencial roles in the ecosystem*. African Journal of Biotechnology 7.

Marschner, H. 1986. Mineral Nutrition of Higher Plants. Academic Press, London.

Matson, P.A.; McDowell, W.H.; Townsend, A.R.; Vitousek, P.M. (1999). *The globalization of N deposition: ecosystem consequences in tropical environments*. Biogeochemistry.

Medeiros, R.M.; Riet-Correa, F.; Tabosa, I.M.; Silva, Z.A.; Barbosa, R.C.; Marques, A.V.; Nogueira, F.R. (2003). *Intoxicação por nitratos e nitritos em bovinos por ingestão de Echinochloa polystachya (capim-mandante) e Pennisetum purpureum (capim-elefante) no sertão da Paraíba*. Pesquisa Veterinária Brasileira.

Mendes, C.; Dias, E. (2007). *Ecologia e vegetação das trufeiras de Sphagnum spp. da ilha Terceira (Açores)*. Cadernos de Botânica nº5. Herbário da Universidade dos Açores (AZU). Angra do Heroísmo.

Mendes, J.F. (1989). *Caracterização dos solos do perímetro florestal da ilha Terceira*. Relatório de estágio. Departamento de Ciências Agrárias. Universidade dos Açores. Angra do Heroísmo.

Meneghin, M. F. (2006). *Calibração de nitrogénio para o trigo, em solo do Distrito Federal*. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária. Universidade de Brasília. Brasília.

Militão, C.M. (2004). *Estudo do ciclo do azoto. Uma aplicação para o ensino*. Dissertação de Mestrado. Departamento de Botânica. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. Porto.

Piccolo, M.C.; Neill, C.; Cerri, C.C. (1994). *Net nitrogen mineralization and net nitrification along a tropical forestto-pasture chronosequence*. Plant Soil.

Pinheiro, J.A. (1990). *Estudo dos principais tipos de solos da ilha Terceira (Açores)*. Tese de doutoramento. Departamento de Ciências Agrárias. Universidade dos Açores. Angra do Heroísmo.

Porta, J.; López-Acevedo, M.; Roquero, C. (2003). *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. 3ª edição. Ediciones Mundi-Prensa.

Rhoden, A.C. (2005). *Potencial de mineralização anaeróbia do nitrogénio em solos de Várzea do Rio Grande do Sul*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria.

Rhoden, A.C.; Silva, L.S.; Camargo, F.A.; Britzke, D.; Benedetti, E.L. (2006). *Potencial de mineralização anaeróbia do nitrogénio em solos de Várzea do Rio Grande do Sul*. Ciência Rural. Santa Maria.

Rodrigues, M.A. (2000). *Gestão do azoto na cultura da batata. Estabelecimento de indicadores do estado nutritivo das plantas e da disponibilidade de azoto no solo*. Tese de Doutoramento. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Vila Real.

Rodrigues, M.A.; Coutinho, J.P. (2000). *Eficiência de utilização do azoto pelas plantas*. Instituto Politécnico de Bragança. Portugal.

Rodrigues, P.M. (2007). *Estudos sobre a Matéria Orgânica Dissolvida na Albufeira do Caldeirão*. Tese de Doutorado. Departamento de Química. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. Porto.

Roscoe, R.; Mercante, F.M.; Salton, J.C. (2006). *Dinâmica da matéria orgânica do solo em sistemas conservacionistas - Modelagem Matemática e Métodos Auxiliares*. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Dourados.

Rossato, R.R. (2004). *Potencial de clivagem de nitrogênio e potássio pelo nabo forrageiro intercalar ao cultivo do milho e trigo sob plantio direto*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria.

Rossi, C.Q. (2009). *Dinâmica da Matéria Orgânica do Solo em Área de Soja Cultivada Sobre Palhada de Braquiária e Sorgo*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Agronomia. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Seropédica.

Russel, E.W. (1973). *Soil conditions and plant growth*. 10ªed. Longman London and New York.

Santos, C.A. (2005). *Matéria orgânica de argissolo vermelho e latossolo bruno sob diferentes sistemas de manejo e sob vegetação nativa: distribuição em frações físicas, qualidade e sorção do herbicida atrazina*. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Agronomia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre.

Santos, E. (2007). *Carbono, nitrogênio, e relação C/N em Gleissolo e Cambissolo sob diferentes tipologias vegetais na área de ocorrência da floresta Ombrófila Densa, Antonina-PR*. Dissertação de Mestrado. Departamento de Solos e Engenharia Agrícola. Universidade Federal do Paraná. Curitiba.

Santos, J.Q. (1991). *Fertilização – Fundamentos da utilização dos adubos e correctivos*. Coleção Euroagros Publicações Europa-América. Lisboa

Sierra, J. (2002). *Nitrogen mineralization and nitrification in a tropical soil: effects of fluctuating temperature conditions*. Soil Biology & Biochemistry.

Silva, C. A.; Vale, F. R. (2000). *Disponibilidade de nitrato em solos brasileiros sob efeito da calagem e de fontes e doses de nitrogênio*. Pesquisa Agropecuária Brasileira.

Silva, C.A.; Vale, F.R.; Guilherme, L.R. (1994). *Nitrificação em latossolos da região sul de Minas Gerais: efeito da acidez do solo*. Ciência e Prática.

Silva, L.S.; Rhoden, A.C.; Pcojeski, E.; Camargo, F.A.; Benedetti, E.L. (2008). *Modelos matemáticos para a estimativa do potencial de mineralização anaeróbia do nitrogênio em solos de Várzea do Rio Grande do Sul*. Revista Brasileira da Ciência do Solo.

Silva, R.L. (2008). *Dinâmica da matéria orgânica e relações com propriedades químicas em um latossolo sob diferentes usos da terra na Amazônia Oriental*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural da Amazônia. Belém.

Simões, M.P. (2008). *A fertilização azotada em pessegueiros: influência no estado de nutrição, produção e susceptibilidade a *Phomopsis amygdali**. Tese de Doutorado. Instituto Superior de Agronomia. Universidade Técnica de Lisboa. Lisboa.

Singh, J.; Saggar, S.; Giltrap, D.L.; Bolan, N.S. (2008). *Decomposition of dicyandiamide (DCD) in three contrasting soils and its effect on nitrous oxide emission, soil respiratory activity, and microbial biomass—an incubation study*. Australian Journal of Soil Research.

Spagnollo, E. (2004). *Dinâmica da matéria orgânica em agroecossistemas submetidos a queima e manejos dos resíduos culturais*. Tese de Doutorado. Centro de Ciências Rurais da Universidade Federal de Santa Maria. Universidade de Federal de Santa Maria. Santa Maria.

SRAF (2007). *Prorural - Programa de Desenvolvimento Rural da Região Autónoma dos Açores 2007-2013*. Secretaria Regional da Agricultura e Florestas. Região Autónoma dos Açores.

Stahlberg, C. (2006). *Mineralisation rates of natural organic matter in surface sediments affected by physical forces*. Tese de Licenciatura. Department of Water and Environmental Studies. Linköping University. Sweden.

Stanford, G.; Smith, S.J. (1972). *Nitrogen mineralization potentials of soils*. Soil Science Society of America Proceedings.

Stevenson, F.J. (1994). *Humus Chemistry – genesis, composition, reactions*. 2ª edition. New York

Stevenson, F.J. e Cole, M.A. (1999). *Cycles of soil – carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients*. 2ª edition. United States of America.

Tisdale, S.L.; Nelson, W.L. Beaton, J.D. (1985). *Soil Fertility and Fertilizers*. 4ª ed. Macmillan Publishing Company. New York.

Trenkel, M.E. (2007). *Ullmann's Agrochemicals*. Fertilizers, 3. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim.

Verchot, L.V.; Davidson, E.A.; Cattânio, J.H.; Ackerman, I.L.; Erickson, H.E.; Keller, M. (2009). *Land use change and biogeochemical controls of nitrogen emissions from soil in eastern Amazon*. Global Biogeochemistry Cycles.

Vitousek, P.M., Chair, Aber, J., Howarth, R.W., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H., Tilman, D. (1997). *Human alteration of the global nitrogen cycle: causes and consequences*. Issues in Ecology. Ecological Society of America Number 1.

Wang, H.; Kimberley, M.O.; Schlegemich, M. (2003). *Biosolodis-derived nitrogen mineralization and transformation in forest soils*. Journal of Environments Quality.

Wild, A. (1992). *Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas segun Russel*. 11ªedition. Ediciones Mundi-Prensa.

Yagi, R.; Ferreira, M.E.; Cruz, M.C.; Barbosa, J.C. (2009). *Mineralização potencial e liquida de nitrogénio em solos*. Revista Brasileira da Ciência do Solo.

Zech,W.; Senesi, N.; Guggenberger, G.; Kaiser, K.; Lehmann, J. Miano, T.; Miltner, A.; Schroth, G. (1997). *Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics*. Elsevier.