

CONTAMINAÇÃO DO LENÇOL FREÁTICO COM NITRATO PELO USO INADEQUADO DE DEJETOS DE SUÍNOS

Adir Airton Parizotto¹; Affonso Celso Gonçalves Jr.¹; Caio Vinicius Ramires Domingues¹; Camila Inês Podkowa¹; Daniel Schwantes²; Elio Conradi Junior¹; Marcelo Gonçalves dos Santos¹ e Marcelo Angelo Campagnolo¹

¹Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Centro de Ciências Agrárias, *Campus* de Marechal Cândido Rondon. Rua Pernambuco, 1777. CEP 85960-000, Marechal Cândido Rondon, PR, Brasil. E-mail: parizotto@iap.pr.gov.br, affonso1333@hotmail.com, caio-domingues@hotmail.com, camila_podkova11@hotmail.com, transconradi@hotmail.com, gentruz@yahoo.com.br, campagnolo.m@hotmail.com

²Pontifícia Universidade Católica do Paraná – PUCPR, Curso de Engenharia Ambiental, *Campus* de Toledo, Avenida União, nº 500, CEP: 58902-532, Jardim Coopagro, Toledo, PR. E-mail: E-mail: daniel_schwantes@hotmail.com

RESUMO: O objetivo deste trabalho foi apontar como os compostos nitrogenados presentes nos dejetos de suínos são transformados no solo dando origem ao nitrato e como este composto se comporta em relação a sua adsorção e potencial de lixiviação, expondo as técnicas mais utilizadas que podem ser adotados para se minimizar os riscos de contaminação das águas. Sabe-se que mesmo que bioestabilizados, a aplicação de dejetos suínos em níveis acima das taxas ambientalmente recomendadas eleva substancialmente os riscos de contaminação do solo por determinados elementos químicos, dentre eles o NO_3^- . Nesta condição, os ânions de nitrato são facilmente lixiviados ao lençol freático pelo gradiente do solo, pois são altamente solúveis em água, fazendo-se presente nas águas de recarga dos aquíferos subterrâneos. Segundo a literatura, o nitrato presente na solução do solo torna-se uma substância que pode ser facilmente deslocada pelo fluxo de água, porém esta velocidade de deslocamento é diversa para cada tipo de solo, portanto, faz-se necessário a utilização de um equipamento capaz de monitorar a lixiviação destes solutos no perfil do solo, os lisímetros, que podem assumir diferentes tipologias e formas, bem como desempenhar diferentes funções.

PALAVRAS-CHAVE: adubação orgânica, lixiviação, compostos nitrogenados, percolação

CONTAMINATION OF WATER TABLE WITH NITRATE BY IMPROPER USE OF SWINE SLURRY

ABSTRACT: The aim of this study was to point how the nitrogen compounds in swine slurry are transformed on the ground, giving rise to nitrate and how this compound perform in relation to its adsorption and leaching potential, exposing the most commonly used techniques that can be adopted to minimize water contamination risks. It is known that even if stabilized, the application of slurry at levels above the recommended environmentally rates substantially raises the risk of soil contamination by certain chemical elements, among them the NO_3^- . In this condition, the nitrate anions are readily leached to the water table by the soil gradient, since they are highly soluble in water, making themselves present in the recharge water from underground aquifers. According to the literature, the nitrate present in the soil solution becomes a substance which can be easily displaced by flow of water, however, this speed is different for each

type of soil. Therefore, it is necessary to use a device able to monitor the leaching of these solutes in the soil profile, lysimeters, which can have different types and forms and perform different functions.

KEY WORDS: organic fertilization, leaching, nitrogen compounds, percolation

INTRODUÇÃO

O crescente consumo de alimentos pela população mundial nas últimas décadas exigiu a expansão e modernização dos processos de produção agrícola fazendo aumentar consideravelmente a demanda de insumos agrícolas, em especial fertilizantes industrializados, que registraram elevação significativa de preços no mercado. Paralelamente, também se expandiram os criatórios intensivos de animais em regime de confinamento, com conseqüente aumento na produção de resíduos orgânicos na forma de dejeções (Sherer et al., 2007).

Como alternativa técnica, econômica e ambiental os dejetos dos criatórios de animais passaram a serem dispostos no solo na adubação orgânica em áreas ocupadas com culturas agrícolas, pastagens e cultivos florestais, para substituir ou suprir em parte o uso de adubação química no fornecimento de nutrientes para as plantas. Para Miyazawa e Barbosa (2015) esta forma é ambientalmente adequada, porque, o solo tem grande capacidade de assimilar, reciclar e transformar estes resíduos.

Segundo Siqueira Neto et al. (2010) os dejetos oriundos dos criatórios de animais dentre os quais os de suínos devem estar devidamente estabilizados para serem dispostos no solo e em quantidades adequadas do ponto de vista agrônomo e ambiental, de acordo com as necessidades de nutrientes das culturas agrícolas, de modo a se evitar a saturação do solo e a contaminação das coleções hídricas.

Dentre os elementos químicos com grande potencial de contaminação das águas destaca-se o nitrato (NO_3) que é uma substância persistente e móvel, que não se degrada facilmente em meio aeróbio. Nas áreas agrícolas a contaminação difusa das coleções hídricas pelo nitrato pode ocorrer de duas formas diferentes: seja pelo escoamento via processos erosivos atingindo diretamente as águas superficiais, ou de forma indireta via lixiviação atingindo as águas presentes no lençol freático (Pinheiro et al., 2013).

Segundo a Organização Mundial de Saúde – OMS (2008), a presença de nitrato em concentrações elevadas na água acima de 10 mg L^{-1} , quando ingerido pode causar várias doenças aos seres humanos, dentre elas a metahemoglobinemia também conhecida

como síndrome do bebê azul e propiciar a formação potencial de nitrosaminas e nitrosamidas carcinogênicas no aparelho digestivo.

Assim, torna-se necessário a adoção de um conjunto de ações práticas ligadas ao manejo do solo e das próprias culturas agrícolas capazes de garantir que o uso a adubação química e a aplicação dos dejetos de animais no solo ocorram de modo equilibrado e racional. E para que se possa minimizar a lixiviação do nitrato e de outros elementos químicos para o lençol freático (Bertocini, 2008).

O objetivo deste trabalho foi o de apontar a partir da revisão bibliográfica de vários estudos já realizados por diferentes autores, como os compostos nitrogenados presentes nos dejetos de suínos são transformados no solo dando origem ao nitrato. E como este elemento químico se comporta em relação a sua adsorção, e potencial de lixiviação, com indicação dos principais procedimentos técnicos que podem ser adotados para se minimizar os riscos de contaminação das águas.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Transformação dos compostos nitrogenados presentes nos dejetos de suínos no solo

As características físico-químicas de cada tipo de solo e as condições ambientais presentes nos diferentes ecossistemas influenciam diretamente a transformação dos compostos nitrogenados presentes nos dejetos de suínos. O correto entendimento destes processos se torna de fundamental importância para que se possa avaliar com segurança em que condições os compostos nitrogenados expressam o seu maior potencial como nutriente para as plantas, e ao mesmo tempo, oferecem as situações que minimizam o seu potencial contaminante e poluidor para o ambiente (Maggi et al., 2011).

Segundo Giacomini et al. (2013) a mineralização dos compostos nitrogenados no solo se caracteriza por ser um processo de transformação da forma não assimilável para a forma assimilável para as plantas. E ocorre, essencialmente, em três reações sucessivas conhecidas como: aminação, amonificação e nitrificação que levam o N até a forma nítrica ou íon NO^{-3} .

A matéria orgânica contida nas dejeções dos suínos é composta basicamente por proteínas, que por processos de digestão enzimática é transformada em aminas (R-NH_2) e outros compostos, entre eles se destacam a formação do CO_2 perdido em sua maior parte para a atmosfera. As aminas formadas, quando presentes em meio contendo umidade adequada e presença de organismos heterotróficos, produzem amônia gasosa

(NH₃), a qual pode ser parcialmente perdida para o ambiente atmosférico (Barros et al., 2011).

Tanto a aminação quanto à amonificação são promovidas por microorganismos heterotróficos, que requerem carbono como fonte de energia, enquanto a nitrificação é realizada por microrganismos autotróficos, que obtêm energia pela oxidação de sais inorgânicos e a carboxilação, a partir do gás carbônico (CO₂) do ar (Aita et al., 2012).

A amonificação por sua vez, ocorre porque uma parte substancial da amônia formada na presença de ácido carbônico (H₂CO₃) produz carbonato de amônio, que se encontra solubilizado na solução do solo nas formas de amônio (NH₄⁺) e carbonato (CO₃²⁻). O carbonato presente no (H₂CO₃) se caracteriza por ser um ânion facilmente hidrolisado liberando hidroxilas (OH⁻) para o meio. O íon amônio formado na reação de amonificação já pode servir para suprir a necessidade de N para as plantas, e também, é a forma em que o nitrogênio se encontra protegido contra perdas por lixiviação pelo fluxo das águas no solo, como apresenta cargas positivas, pode ficar adsorvido na fase sólida do solo, nas cargas negativas da substituição isomórfica e cargas dependentes de pH, e, neste equilíbrio, disponível para ser assimilado pelo sistema radicular das plantas (Palácio et al., 2012).

A nitrificação é um processo aeróbio autotrófico e para Schirmann et al. (2013) espécies de bactérias pertencentes ao gênero *Nitrobacter* (que oxidam o NO₂⁻ a NO₃⁻) são responsáveis pela maior parte da nitrificação do N na natureza. Como estas bactérias nitrificantes são autotróficas, seu crescimento não depende da matéria orgânica, utilizando o CO₂ como fonte de carbono. Já o oxigênio (O₂) atua como acceptor de elétrons na oxidação do íon NH₄⁺ a NO₃⁻.

De acordo com Silva et al. (2012) o amônio (NH₄⁺) sofre o processo de nitrificação promovido por bactérias do gênero *Nitrosomonas* e é inicialmente transformado em nitrito (NO₂⁻) com liberação de 4H⁺ acidificantes que caracterizam o processo de decomposição da matéria orgânica no solo. O nitrito (NO₂⁻) formado é tóxico para as plantas, porém tem vida curta, pois rapidamente é transformado em (NO₃⁻) na presença de oxigênio por bactérias do gênero *Nitrobacter*.

Existem alguns fatores de importância que afetam o processo de nitrificação dos dejetos de suínos dentre eles a disponibilidade de O₂ e de água no solo, assim esta reação ocorre mais rapidamente em solos bem aerados e com teor de umidade ideal. Também a faixa de pH que favorece o processo deve se situar entre 5 e 10, sendo a ótima em torno de 8,5. Por sua vez, a temperatura no interior do solo deve se situar

entre 25 e 35° facilitando a ação de decomposição microbiana. Além de que o excesso de matéria orgânica no solo pode promover um desequilíbrio na relação C/N, prejudicando assim o crescimento microbiano, ocorrendo uma disputa pelas formas de N disponível entre os microrganismos e as plantas, e neste caso, a mineralização do nitrogênio seria retardada ocorrendo o processo de imobilização (Siquiera Neto et al., 2010 e Oliveira et al., 2012).

Comportamento do Nitrato no Solo

A alta mobilidade do nitrato no solo justifica a preocupação em relação ao uso e manejo correto da adubação com substâncias orgânicas como dejetos de suínos e outras fontes químicas que possuem compostos nitrogenados em áreas agrícolas. O potencial de contaminação pela lixiviação de nitrato tem sido estudado em várias partes do mundo, com as possíveis consequências da presença de NO_3^- nas águas tanto para a saúde humana quanto para o meio ambiente (Anami et al., 2008).

Segundo relatam Donn e Menzies (2005) do ponto de vista eletroquímico a adsorção do nitrato no solo se difere de outros oxiânions por ser dependente exclusivamente da carga do solo. Assim a concentração de nitrato na solução do solo depende, portanto, das características físicas e dos atributos químicos do solo, da quantidade de nitrogênio presente na fonte utilizada na adubação.

Em solos positivamente carregados os quais possuem boa capacidade de troca aniônica não desprezível, o NO_3^- pode ser adsorvido. Assim, a textura e a estrutura do solo e o conteúdo de matéria orgânica influenciam diretamente as perdas de NO_3^- por lixiviação. Solos com textura mais grosseira como os arenosos e com baixos teores de matéria orgânica tendem a permitir maiores perdas de NO_3^- por lixiviação, enquanto solos argilosos bem estruturados e ricos em matéria orgânica tendem a registrar menores perdas (Brady e Weil, 2013).

O nitrato é fracamente retido nas cargas positivas dos coloides, tendendo a permanecer mais na solução do solo, principalmente nas camadas superficiais, na qual a matéria orgânica tende a acentuar o caráter eletronegativo da fase sólida, repelindo assim o nitrato fazendo com que outros oxiânions ocupem as cargas positivas disponíveis. Nos solos de mineralogia do tipo 2:1, mais comuns em regiões de clima temperado, a predominância de cargas negativas cria uma repelência do NO_3^- na fase sólida, tornando a adsorção pouco provável, favorecendo a manutenção do íon em

solução e facilitando o seu carreamento com as águas de escoamento superficial ou a sua lixiviação no perfil do solo.

Para Alcântara e Camargo (2008) a adição de corretivos de acidez ao solo por calagem ou gessagem, e ainda o uso de adubos, que contenham oxianions como: carbonatos, sulfatos e fosfatos em sua formulação em diferentes combinações e concentrações, promovem o aumento de cargas negativas no solo. Estes oxianions acabam ocupando as cargas positivas remanescentes do solo liberando o NO_3^- para a solução do solo favorecendo assim a sua lixiviação para camadas mais profundas. Assim o aumento do pH do solo pelo emprego de corretivos de acidez faz diminuir a capacidade de troca aniônica (CTA) e aumentar a capacidade de troca catiônica (CTC) do solo influenciando a adsorção do NO_3^- , e portanto, mantendo relação direta com a sua capacidade de lixiviação.

Concentração e risco de lixiviação do NO_3^- no solo pelo uso de dejetos de suínos

Mesmo que bioestabilizados a aplicação de dejetos de suínos acima das taxas ambientalmente recomendadas eleva substancialmente os riscos de contaminação do solo por determinados elementos químicos dentre eles o NO_3^- . A velocidade de percolação deste oxianion depende de inúmeros fatores, dentre os quais se destacam as características físico-químicas do solo (textura, porosidade, umidade, teor de matéria orgânica, presença de elementos químicos e capacidade de troca catiônica, entre outros), e também de fatores ambientais tais como: época do ano, índice de radiação solar, temperaturas máximas e mínimas, pressão atmosférica, teor de umidade do ar e precipitações pluviométricas (Maggi et al., 2011; Cassol et al., 2012).

A lixiviação do nitrato é diretamente influenciada principalmente pela quantidade de água presente no solo, sendo que a ocorrência de chuvas de grande intensidade, ou então, o fornecimento de água de irrigação em excesso favorecem este fenômeno. Nesta condição, os ânions de NO_3^- se encontram em alta solubilidade em água, sendo facilmente transportados pelo gradiente do solo em direção ao lençol freático, fazendo-se presente nas águas de recarga dos aquíferos subterrâneos (Lourenzi et al., 2013).

Em experimento realizado por Basso et al. (2005) em um solo classificado como Argissolo Vermelho Distrófico Arênico em área agrícola sob plantio direto avaliaram durante o período de dois anos nas culturas em sistema de rotação de aveia preta/milho/nabo forrageiro a percolação de nitrato no solo a partir da aplicação das

dosagens de (0, 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹) de dejetos bioestabilizados de suínos antes da semeadura de cada espécie, totalizando seis aplicações.

Ainda no mesmo experimento, Basso et al. (2005) evidenciaram que para a cultura da aveia no primeiro e segundo anos de cultivo aos 22 e 25 dias após a aplicação da taxa de 80 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ as concentrações de NO₃⁻ no percolado se encontravam acima de 10 mg L⁻¹ (limite crítico estabelecido pela Resolução N° 357/2005 do CONAMA), quando a cultura se encontrava em estágio inicial de desenvolvimento (Brasil, 2005).

Para a cultura do milho no primeiro ano de cultivo na determinação feita aos 35 e 37 dias após o plantio para as dosagens de 40 e 80 m³ ha⁻¹ de dejetos os teores de NO₃⁻ na água percolada se situaram entre 30 e 35 mg L⁻¹ superando o limite crítico. Na determinação feita aos 35 e 37 dias os teores de NO₃⁻ na água percolada se situaram entre 30 e 35 mg L⁻¹.

Posteriormente, no segundo ano de cultivo, mesmo com a quantidade de N aplicado via dejetos em dosagens quase quatro vezes menor que no primeiro ano, já aos 8 dias após as aplicações no solo, os teores de NO₃⁻ na água percolada foram maiores do que os observados no primeiro ano. Segundo os autores do estudo isso mostra uma rápida transformação de NH₄⁺ no dejetos para NO₃⁻ via processo de nitrificação.

Em experimento semelhante desenvolvido por Ceretta et al. (2005) nas mesmas condições de solo e ambiente com a aplicação de 240 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de dejetos estabilizados de suínos, verificaram que foram depositados 802 Kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N total no solo, propiciando a lixiviação de 15 Kg ha⁻¹ ano⁻¹ até a profundidade de 60 cm, grande parte na forma de NO₃⁻. E observaram ainda, que as maiores concentrações de N percoladas pelo perfil do solo ocorreram quando os intervalos entre as aplicações dos dejetos foram menores, combinadas com significativas precipitações pluviais.

Dortzbach et al. (2011) também estudaram a percolação de nitrato em experimento desenvolvido em um Cambissolo Álico a partir da aplicação anual de 0, 25, 50, 100 e 200 m³ ha⁻¹ de dejetos de suínos bioestabilizados, nas culturas de aveia preta e milho em sucessão. O teor de N total presentes nos dejetos serviu de parâmetro para determinar as quantidades de dejetos aplicadas. Para a extração da solução do solo foram utilizados no experimento lisímetros de sucção, as coletas foram realizadas aos 12, 82 e 145 dias após a primeira aplicação dos dejetos na cultura da aveia, e aos 7 dias após a segunda aplicação durante o ciclo da cultura do milho. Os teores de NO₃⁻ percolados foram avaliados para as profundidades de 30, 60 e 90 cm.

Aos 12 dias após a primeira aplicação, não ocorreram diferenças nos teores de nitrato no lixiviado em função das profundidades do solo. Sendo que os maiores valores foram observados para a dosagem de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ e os menores no tratamento testemunha. Aos 82 dias após a aplicação dos dejetos os maiores valores de NO_3^- foram observados na camada de até 30 cm para os tratamentos com maiores dosagens de dejetos, diminuindo para as demais profundidades. A redução de NO_3^- na camada de 30 cm pode ter ocorrido pela maior absorção do N pela cultura da aveia, cujo sistema radicular se concentra principalmente na camada de 0 a 20 cm. Aos 145 dias após a aplicação, durante o segundo ciclo da aveia foi observado a mobilidade do NO_3^- em profundidade com redução dos teores na camada de 30 cm.

Aos 7 dias após a segunda aplicação dos dejetos na cultura do milho, foi observada grande elevação dos teores de NO_3^- no solo superando valores de 10 mg L^{-1} , no tratamento de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ nos 30 cm de profundidade. Os teores de N total presentes nos dejetos serviram de referência para a estipulação dos valores de N aplicados (130 Kg ha^{-1} de N na primeira aplicação e 185 Kg ha^{-1} na segunda aplicação na cultura do milho). Esses maiores valores da segunda aplicação para os autores do estudo podem ter influenciado na quantidade de NO_3^- no solo, bem como demonstram a grande variabilidade na transformação dos dejetos no solo nas diferentes épocas do ano.

Os resultados finais do estudo relatam a observação de que níveis críticos de NO_3^- na solução percolada do solo foram registrados quando as taxas de aplicação de dejetos se situaram em patamares quatro vezes maiores do que a taxa ambientalmente recomendada para o estado de Santa Catarina ($50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$).

Ao aplicar $70 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos bioestabilizados de suínos associados a 350 Kg ha^{-1} de NPK na fórmula (9-33-12) e mais 150 Kg ha^{-1} de ureia (25 dias após a emergência das plantas) Silva et al. (2012) estudaram o comportamento dos compostos nitrogenados na adubação da cultura do milho em área agrícola irrigada com pivô central, com o intuito de avaliar os riscos de lixiviação de nitrato.

Os resultados do monitoramento realizado mostraram que a cultura recuperou 62% do nitrogênio mineral empregado na adubação associada, enquanto 9% lixiviou na forma de NO_3^- e, em menor quantidade na forma de NH_4^+ . Teores máximos de $92 \text{ Kg ha}^{-1} \text{ NO}_3^-$ e 43 Kg ha^{-1} de NH_4^+ foram observados na camada de solo até 30 cm de profundidade no início do ciclo cultural, e teores de $5,8 \text{ Kg ha}^{-1}$ de NO_3^- e 9 Kg ha^{-1} de NH_4^+ foram registrados no final do ciclo da cultura do milho. O estudo reforçou a teoria de que as quantidades de adubação nitrogenada incluindo dejetos de suínos também

dependem das necessidades nutricionais das plantas, especialmente da capacidade de assimilação de N das diferentes culturas agrícolas (Carneiro et al., 2011).

Utilização de lisímetros no estudo da lixiviação do nitrato e poluentes emergentes

Conforme relatam Santana (2013) e Coelho et al. (2014) o nitrato e poluentes emergentes presentes na solução do solo tornam-se uma substância solúvel que pode ser facilmente deslocada pelo fluxo de água, porém esta velocidade de deslocamento é diversa para cada tipo de formação pedológica. É dependente também da quantidade e da distribuição temporal das águas pluviais ou de irrigação, que irão determinar a condição hidrostática de movimentação da água das camadas superficiais para as inferiores do solo até atingir o lençol freático.

Dentre os dispositivos hidráulicos utilizados para monitorar a lixiviação de solutos e outras substâncias de origem orgânica e inorgânica no solo tem-se os lisímetros que podem assumir diferentes tipologias e formas, bem como desempenhar diferentes funções. São ainda utilizados para medir a evapotranspiração de referência, de culturas agrícolas e do balanço hídrico do solo, e neste caso, também chamados de evapotranspirômetros (Pinheiro et al., 2013).

Para Kaufmann (2012) os lisímetros podem ser construídos com vários tipos de materiais, de acordo com as especificações necessárias para o estudo do escoamento de água e migração de solutos contidos no solo. Dentre os lisímetros mais utilizados em estudos experimentais têm-se os de percolação e drenagem, constituídos de recipientes em formato quadrado ou circular de volume conhecido, que possuem um ou mais orifícios sendo fixados ou não ao perfil do solo.

E para Batista e Martins (2013) nesta tipologia, destacam-se os que possuem colunas deformadas e/ou indeformadas de solos, que podem operar tanto sob o regime saturado quanto insaturado. E assim, reproduzir, as condições encontradas no solo, entre a superfície e a parte superior do lençol freático. Em determinadas situações os lisímetros pelas suas dimensões e formato assumem a condição de operarem como colunas de lixiviação.

Gotti et al. (2013) utilizaram lisímetros do tipo colunas de lixiviação para estudar o comportamento da percolação da água oriunda da simulação de precipitações pluviométricas pelo perfil do solo, para avaliar a sua utilização como instrumento laboratorial no estudo do escoamento, lixiviação e transporte de espécies químicas,

permitindo quantificar os valores do escoamento nos diferentes níveis de percolação nos lisímetros.

Coavila et al. (2005) utilizaram colunas de lixiviação em experimento conduzido em ambiente controlado de laboratório para avaliar a dinâmica de deslocamento pelo perfil de um Latossolo Argiloso Distrófico de nutrientes provenientes da aplicação de águas residuais da suinocultura. Oliveira et al. (2002) também utilizaram colunas de lixiviação nas mesmas condições contendo sete diferentes tipos de solos e areia, para avaliar a partir da aplicação de água via simulação de chuva às características da dinâmica de deslocamento do herbicida imazapyr pelo perfil dos solos monitorados.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Conforme os diversos autores referenciados neste artigo existem algumas medidas que podem ser adotadas de forma preventiva pelos produtores rurais para minimizar a lixiviação de nitrato no solo e a possibilidade de contaminação do lençol freático:

- a) Dispor dejetos de suínos nas áreas de cultivos agrícolas florestais ou de pastagens obedecendo às taxas anuais de aplicação agronômica e ambientalmente recomendadas, de modo a se evitar problemas de contaminação e poluição ambiental do solo e das águas;
- b) As áreas agrícolas utilizadas na disposição dos dejetos devem possuir adequado sistema de conservação de solo para se evitar o escoamento superficial e reunir boas condições físicas evitando-se a compactação do solo, de modo a favorecer um bom desenvolvimento radicular das plantas, possibilitando assim a assimilação dos nutrientes em profundidade no solo;
- c) Os dejetos de suínos a serem utilizados como fertilizante devem estar devidamente bioestabilizados para que os compostos nitrogenados (NH_4^+ e NO_3^-) e outros nutrientes estejam nas suas formas prontamente assimiláveis pelo sistema radicular das plantas;
- d) Os dejetos não devem ser aplicados em condições de pluviosidade intensa e irrigação excessiva quando o solo se apresenta saturado acima da capacidade de campo, para se evitar que a condutividade hidráulica propicie a movimentação do nitrato em profundidade pelo fluxo de água no solo;

- e) A presença de adequados teores de matéria orgânica no solo é recomendável por aumentar as quantidades de cargas positivas, propiciando assim, um número maior de sítios de adsorção do nitrato nas camadas superficiais, retardando-se assim, a sua rápida migração para a solução do solo;
- f) A manutenção de restos culturais ou a formação de cobertura morta sobre o solo nas áreas de aplicação dos dejetos também se torna uma prática recomendável, por propiciar a retenção de compostos nitrogenados nas camadas superficiais. E retardar o processo de mineralização do nitrogênio ao longo do tempo, para quando a relação C/N retornar para a condição de equilíbrio e favorecer assim a ação decompositora dos microrganismos;
- g) O uso dos dejetos como biofertilizante deve ser realizado preferencialmente no cultivo de gramíneas por serem altamente exigentes em N e por possuírem sistemas radiculares densos e abundantes que possibilitam a assimilação de nutrientes com maior rapidez especialmente das formas nitrogenadas;
- h) Se devidamente bioestabilizados os dejetos suínos podem preferencialmente ser utilizados como adubação de cobertura em culturas de gramíneas em estágio de desenvolvimento vegetativo, suprimindo as exigências suplementares de N e podendo substituir nesta condição o uso de adubos nitrogenados inorgânicos;
- i) Nas áreas de disposição de dejetos suínos avaliar com precisão a necessidade de uso de corretivos de solo (calcário ou gesso) ou de adubação suplementar com outros produtos que contenham outros oxinânios, como: o carbonato, fosfato e sulfato, que tendem a ocupar os sítios de adsorção do nitrato, expulsando-o para a solução do solo, e nesta condição, sendo facilmente movimentado pelo fluxo de água no solo;
- j) Os cuidados devem ser redobrados do ponto de vista ambiental, quando da aplicação de dejetos de suínos como biofertilizante em solos com textura mais grosseira como os arenosos e em solos eletronegativos, pois os mesmos tendem a permitir maiores perdas de NO_3^- por lixiviação.

REFERÊNCIAS

AITA, C.; RECOUS, S.; LUZ, L. P.; GIACOMINI, S. J.; CARGNIN, R. H. O. Impact on C and N dynamics of simultaneous application of pig slurry and wheat straw, as affected by their initial locations in soil. **Biology and Fertility of Soil Journal**. London GB, v.48, Issue 5, p.633-642, 2012. Disponível em

<<http://www.springer.com/article/101007%2Fs00374-011-0658x.pdf>>. Acesso em: 13 de Julho de 2015.

ALCÂNTARA, M. A. K. DE; CAMARGO, O. A. de; Absorção de nitrato em solos com cargas variáveis. **Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília – DF v.40, n.4, p. 369-373, 2005. Disponível em <http://www.scielo.br/pdf/pab/v40n4/24176.pdf>. Acesso em: 22 de Novembro de 2015.

BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; POLETTO, N.; GIROTTO, E. Dejetos líquidos de suínos II – Perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Revista Ciência Rural**, Santa Maria – RS, v. 35, n.6, p. 1305-1318, 2005. Disponível em <<http://www.scielo.br/pdf/cr/v.35,n,6.pdf> >. Acesso em: 8 de Janeiro de 2015.

BATISTA, J. A. do N. MARTINS, P. D. Construção de um lisímetro com solo indeformado. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre – RS, v.18, n.3, p.281-289, 2013. Disponível em <<http://www.abrh.org.br/sgcv3/UserFiles/Sumarios/4883.pdf>>. Acesso em: 31 de Março de 2015.

BERTONCINI, E. I. Tratamento de efluentes e reuso de água no meio agrícola. **Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária**, Piracicaba SP, v.1, n.1, p.152-168, 2008. Disponível em http://www.dge.apta.sp.gov.br/publicacoes/T&IA/T&IAv1n1/Revista_Apta_Artigo_118.pdf. Acesso em: 11 de Janeiro de 2016.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **Elementos da natureza e propriedades do solo**. 3ª Edição, Porto Alegre – RS, Bookman Editora Ltda, 683p, 2013.

CASSOL, P. C.; COSTA, A. da C.; CIPRANDI, O.; PANDOLFO, C. M.; ERNANI, P. R. Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em latossolo fertilizado com dejetos suíno. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa – MG, v.36, n.6, p.1911-1923, 2012. Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?scrip=sci_artext&pid=S0100-06832012000600025>. Acesso em: 17 de Março de 2015.

CARNEIRO, W. J. de O.; SILVA, C. A.; MUNIZ, J. A; SAVIAN, T. V. Mineralização do nitrogênio em latossolos adubados com resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa – MG**, v.37, n.3, p.715-725, 2013. Disponível em <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v.37,n.3/18.pdf> >. Acesso em: 13 de Dezembro de 2015.

CERETTA, C. A.; BASSO, C. J.; VIEIRA, F. C. B.; HERBES, M. G.; MOREIRA, I. C. L.; BERWANGER, A. L. Dejetos líquidos de suínos I – Perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Revista Ciência Rural**, Santa Maria – RS,

v.35, n.6, p. 1296-1304, 2005. Disponível em <<http://www.scielo.br/pdf/cr/v.35,n.6.pdf>>. Acesso em: 10 de Março de 2015.

COAVILA, F. A.; SAMPAIO, S. C.; PEREIRA, J. O.; VILAS BOAS, M. A.; GOMES, B. M.; FIGUERÊDO, A. de C. Lixiviação de nutrientes provenientes de águas residuárias em colunas de solo cultivado com soja. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande – PB, v.9 (suplemento), p.283-287, 2005. Disponível em <http://www.agriambi.com.br/revista/suplemento/index_arquivos/PDF/283.pdf>. Acesso em: 4 de Abril de 2015.

COELHO, E. F.; COSTA, F. da S.; SILVA, A. C. P. da; CARVALHO, G. C. Concentração de nitrato no perfil do solo fertigado com diferentes concentrações de fontes nitrogenadas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande – PB, v.18, n.3, p.263-269, 2014. Disponível em <<http://www.agriambi.com.br/revista/v18n03/v18n03a04.pdf>>. Acesso em: 11 de Janeiro de 2016.

DONN, M. J.; MENZIES, N. W. Simulated rainwater effects on anion exchange capacity and nitrate retention in ferrosols. **Australian Journal of Soil Research**, Sydney – AU, v.43, p.33-42, 2005. Disponível em <http://www.researchgate.net/journal/0004-9573_Australian_Journal_of_Soil_Research>. Acesso em: 13 de Junho de 2015.

DORTZBACH, D.; ARAÚJO, I. S.; BLAINSKI, E.; PANDOLFO, C. M.; VEIGA, M. da; CORRÊA, A. F. Lixiviação de nitrato no solo com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em sucessão aveia/milho no Sul do Estado de Santa Catarina. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 40, 2011, Cuiabá – MT, **Anais**, Sociedade Brasileira de Engenharia Agrícola – SBEA, 2011. Disponível em <<http://www.intranetdoc.epagri.sc.gov.br/produção-técnico-científico/DOC-1268.pdf>>. Acesso em: 03 de Dezembro de 2015.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C.; MIOLA, E. C. C.; PUJOL, S. B. Transformação do nitrogênio no solo após adição de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos. **Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília – DF, v.48, n.2, p.211-219, 2013. Disponível em <<http://www.scielo.br/pdf/pab/v48n2/48n02a12.pdf>>. Acesso em: 12 de Junho de 2015.

GOTTI, A.; ANDREGUETTO, L. G.; GROTT, A.; ALVES, T. C.; AGUIDA, L. de M.; PINHEIRO, A.; PINHEIRO, I. G. Hidrodinâmica em estrutura de solo reconstruída em lisímetros de coluna. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 20, 2013, Bento Gonçalves – RS, **Súmarios Eletrônicos**, Rio de Janeiro RJ, Associação Brasileira de Recursos Hídricos – ABRH, p.111-118, 2013. Disponível em <<http://www.abrh.org.br/sgcn3/UserFiles/Sumarios/.pdf>>. Acesso em: 30 de Março de 2015.

KAUFMANN, V.; SILVA, M. R. da; PINHEIRO, A.; FATH, G.; AGUIDA, L. M. de; Transporte de atrazina e diuron no perfil de um argissolo. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.17, n.1, p. 149-157, 2012. Disponível em <<http://www.abrh.org.br/sgcv3/UserFiles/Sumários/pdf>>. Acesso em: 11 de Julho de 2015.

LOURENZI, C. R.; GIROTTO, E.; CERETTA, C. A.; LORENSINI, F.; SILVA, L. S. da; TIECHER, T. L.; DE CONTI, L.; TRENTIN, G.; BRUNETTO, G. Nutrients in soil layers under no-tillage after successive pig slurry applications. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa – MG, v.37, n.1, p.157-167, 2013. Disponível em e <<http://www.sbc.org.br/wp-content/uploads/2013/02/v37n1a16.pdf> >. Acesso em: 13 de Julho de 2015.

MAGGI, C. F.; FREITAS, P. S. de L.; SAMPAIO, S. C.; DIETER, J. Lixiviação de nutrientes em solo cultivado com aplicação de água residuária de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande – PB, v.15, n.2, p.170-177, 2011. Disponível em <<http://www.scielo.br/pdf/rbeaa/v15n2/v15n02a10.pdf>>. Acesso : 27 de Março de 2015.

MIYAZAWA, M. BARBOSA, G. M. C. Dejeito líquido de suíno como fertilizante orgânico. **Boletim Técnico Nº 84**, Instituto Agrônômico do Paraná – IAPAR, Londrina - PR, 32p., 2015. Disponível em <http://www.iapar.br/arquivos/File/banner%20pequeno/dejeto_suinoa.pdf>

OLIVEIRA, M. F. de; RUIZ, H. A.; SOUZA, A. P. de; Lixiviação do imazapyr em colunas de solo e sua atividade em plantas de sorgo. **Revista Agropecuária Técnica**. João Pessoa – PB, v.3, n.1e2, 2002. Disponível em <http://www.cca.ufpb.br/revista/pdf/2002_2.pdf>. Acesso em: 01 de Abril de 2015.

OLIVEIRA, L. B. de; ACCIOLY, A. M. de A.; MENEZES, R. S. C.; ALVES, R. N.; BARBOSA, F. S.; SANTOS, C. L. R. dos; Parâmetros indicadores do potencial de mineralização do nitrogênio de compostos orgânicos, **Revista IDESIA**, Santiago – CL, v.30, n.1, p. 65-73, 2012. Disponível em <<http://www.scielo.d/pdf/idesia/v30n1/art08.pdf>>. Acesso em: 15 de Janeiro de 2016.

ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD – OMS. **Guias para la calidad del agua potable**. 3ª Edición, v.1, Recomendaciones, Madri – ES, 393p. 2008. Disponível em <http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3rev/es/>. Acesso em 22 de Janeiro de 2016.

PALÁCIO, S. M.; RICHTER, L. M.; ZENATTI, D. C.; TOMIMITSU, T. A. B.; NOGUEIRA, D. A. Degradação de resíduos orgânicos provenientes da suinocultura

empregando o processo de bioaumentação. **Revista Engevista**, Rio de Janeiro – RJ, v.14, n.2, p.155-164, 2012. Disponível em <<http://www.uuff.br/engevista/seer/index.php/engevista/article/download/310/198.pdf>>. Acesso em: 15 de Julho de 2015.

PINHEIRO, A.; KAUFMANN, V.; SCHNEIDERS, D.; OLIVEIRA, D. A. de; ALBANO, R. M. R. Concentrações e cargas de nitrato e fosfato na Bacia do Ribeirão Concórdia, Lontras – SC. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande – PB, v.17, n.1, p.86-93, 2013. Disponível em <<http://www.scielo.br/pdf/rbeaa/v17n1/v17n1a12.pdf>>. Acesso em: 12 de Julho de 2015.

SANTANA, J. S. **Determinação de contaminantes emergentes em mananciais de água bruta e na água para consumo humano do Distrito Federal**. 2013, 101p. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Química da Universidade de Brasília, Brasília – DF, 2013. Disponível em <http://repositorio.unb.br/bitstream/10482/13822/1/2013_JoyceSilvaSantana.pdf>.

SCHERER, E. E.; BALDISSERA, I. T.; NESI, C. N. Propriedades químicas de um latossolo vermelho sob plantio direto e adubação com esterco de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa – MG, v.31, n.1, p.123-131, 2007. Disponível em <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v31n1/31.pdf>>. Acesso em: 04 de Dezembro de 2014.

SCHIRMANN, J.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; PUJOL, S. B.; GIACOMINI, D. A.; GONZATTO, R.; OLIVO, J. Inibidor de nitrificação e aplicação parcelada de dejetos de suínos nas culturas de milho e trigo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa – MG, v.37, n.1, p.271-280, 2013. Disponível em <http://www.sbcs.org.br/wp-content/uploads/2013/02/v37n1a28.pdf>. Acesso em: 16 de Julho de 2015.

SILVA, D. de F.; ANDRADE, C. L.T.; RESENDE, A. V.; HICKMANN, C. AMARAL, T. A.; ALVES, M. E. B. Nitrogen dynamics in soils cultivated with maize fertilized with pig slurry. **Revista Ambiente e Água. An Interdisciplinary Journal of Applied Science**. Taubaté – SP, v.7, n.1, p.9-23, 2012. Disponível em <<http://www.bdpa.cnptia.embrapa.br/consulta/busca?b..1>>. Acesso em: 13 de Março de 2015.

SIQUEIRA NETO, M. S.; PICCOLO, M. de c.; VENZKE FILHO, S, de P.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. C. Mineralização e desnitrificação do nitrogênio no solo sob sistema de plantio direto. **Revista Bragantia, Campinas – SP**, v.69, n.4, p.923-926, 2010. Disponível em <<http://www.scielo.br/pdf/v69n4/v69n4a19.pdf>>. Acesso em: 08 de Janeiro de 2016.