

LUDIMILA PEREIRA CANUTO

**SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS DA MICROBIOTA DO SOLO:
DESNITRIFICAÇÃO E ALTERAÇÃO DA EMERGÊNCIA DO BANCO DE
SEMENTES**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, campus Rio Paranaíba, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Agronomia – Produção Vegetal, para obtenção do título de Magister Scientiae.

RIO PARANAÍBA
MINAS GERAIS – BRASIL
2019

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca UFV - Campus de Rio Paranaíba**

T
C235s
2019

Canuto, Ludimila Pereira, 1987-
Serviços ecossistêmicos da microbiota do solo: desnitrificação e
alteração da emergência do banco de sementes / Ludimila Pereira
Canuto. – Rio Paranaíba, MG, 2019.
vii, 27f. : il. ; 29cm.

Orientador: André Mundstock Xavier de Carvalho.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.
Inclui bibliografia.

1. Nitrato. 2. Várzea. 3. Plantas daninhas. 4. Inoculantes
microbianos. I. Universidade Federal de Viçosa. Agronomia.
Mestrado em Agronomia (Produção Vegetal). II. Título.

632.5

LUDIMILA PEREIRA CANUTO

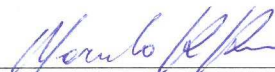
**SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS DA MICROBIOTA DO SOLO:
DESNITRIFICAÇÃO E ALTERAÇÃO DA EMERGÊNCIA DO BANCO DE
SEMENTES**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, *Campus* Rio Paranaíba, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Agronomia – Produção Vegetal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 23 de maio de 2019.



Marlon Corrêa Pereira



Marcelo Rodrigues dos Reis



André Mundstock Xavier de Carvalho
(Orientador)

*Ao meu avô Renato Guy
Pereira (in memoriam), um dos
melhores homens que já conheci.
Saudades.
Dedico.*

AGRADECIMENTOS

A DEUS, pela vida, coragem e sabedoria.

Aos meus pais, Elisa Andréa Ramos Pereira (in memorian) e Jadir Canuto, pelo amor incondicional, apoio moral e financeiro. Pessoas essenciais no incentivo do meu sucesso pessoal e profissional!

À minha avó Elisa, por ser a base de todas as minhas conquistas e me incentivar sempre.

A todos os demais familiares, por me alegrarem, apoiarem e incentivarem.

Ao Lucas pelo amor, confiança, paciência e compreensão nos melhores e piores momentos dedicados ao Mestrado, obrigada pela força para seguir em frente!

Ao professor André Mundstock Xavier de Carvalho, pela amizade, confiança, dedicação no enriquecimento de meus conhecimentos, oportunidade de trabalhos desenvolvidos e exemplo profissional. Peço desculpas pelas falhas, pelos momentos de dúvida e insegurança!

Ao professor Marcelo Rodrigues dos Reis, pela coorientação e disponibilidade.

Ao professor Marlon Corrêa Pereira pelas contribuições e ensinamentos.

Às amigas que fiz em Rio Paranaíba, em especial Isa, Duda, Ana, May, Giulia e Dani. Vocês se tornaram grandes amigas, foi um enorme prazer ter conhecido vocês, nossos momentos sempre ficarão marcados.

Aos técnicos de laboratório Vinícius e Jader por sempre estarem presentes nos momentos de sufoco.

Ao programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal da Universidade Federal de Viçosa pela oportunidade de realizar o mestrado, bem como a CAPES, pela concessão da bolsa.

Ao Grupo de Estudo em Solos e suas Interfaces com a Agroecologia (GESsIA), pelo apoio e incentivo.

A todos aqueles que mesmo em pensamento contribuíram para a realização de mais este sonho, proporcionando a mim mais um gostinho de missão cumprida.

Muito obrigada!

“Cada dia a natureza produz o suficiente para nossa carência. Se cada um tomasse o que lhe fosse necessário, não havia pobreza no mundo e ninguém morreria de fome.”

Mahatma Gandhi

SUMÁRIO

RESUMO	vi
ABSTRACT.....	vii
INTRODUÇÃO GERAL.....	1
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	2
CAPÍTULO 1	5
DESNITRIFICAÇÃO EM SOLOS HIDROMÓRFICOS	5
RESUMO	5
1. INTRODUÇÃO	6
2. MATERIAIS E MÉTODOS	7
2.1. Caracterização geral.....	7
2.2. Matriz experimental.....	8
2.3. Avaliações.....	8
2.4. Análises estatísticas.....	9
3. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	9
4. CONCLUSÕES.....	12
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	12
CAPÍTULO 2	16
MICRORGANISMOS DE SOLO NA DISPONIBILIZAÇÃO DE FÓSFORO E EMERGÊNCIA DE PLANTAS DANINHAS	16
RESUMO	16
1. INTRODUÇÃO	17
2. MATERIAIS E MÉTODOS	18
2.1. Caracterização geral.....	18
2.2. Matriz experimental.....	19
2.3. Avaliações.....	19
2.4. Análises estatísticas.....	20
3. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	21
4. CONCLUSÕES.....	23
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	23
CONCLUSÕES GERAIS	27

RESUMO

CANUTO, Ludimila Pereira, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, maio de 2019. **Serviços ecossistêmicos da microbiota do solo: desnitrificação e alteração da emergência do banco de sementes.** Orientador: André Mundstock Xavier de Carvalho.

Um dos aspectos altamente relevante na natureza é a grande quantidade de serviços ecossistêmicos que são prestados por uma alta variedade de microrganismos do solo, auxiliando de uma maneira fundamental os sistemas agrários e naturais. Estudos de microrganismos do solo que atuam na conversão de nitrato em nitrogênio gasoso em ambientes ripários, bem como aqueles que influenciam a homogeneização da emergência de plantas espontâneas e favorecem a disponibilização de fósforo ao solo, apresentam-se como desafiadores em função da grande heterogeneidade nas formas de vida dos microrganismos. Para melhor compreender a efetividade destes serviços ambientais, três experimentos foram conduzidos em casa de vegetação. O primeiro experimento foi planejado para compreender e mensurar o papel de solos de várzea no processo de desnitrificação de águas subsuperficiais e remediação da contaminação de solos com nitrato, com consequente melhoria da qualidade da água. Para tal, foram utilizados três tipos de solo (Cambissolo, Latossolo e Gleissolo) e três doses de nitrato (0, 50 e 200 mg dm⁻³). Os resultados evidenciaram que o Gleissolo apresenta menor capacidade de desnitrificação em relação aos demais solos. Além disso, o teor de N total nos solos não diferenciou pelo aumento das doses de nitrato aplicadas. Os dois últimos experimentos buscaram avaliar a capacidade de inoculantes microbianos de alterar o padrão de emergência de plantas espontâneas e de disponibilizar fósforo no solo. Para isso, foram analisados 2 tipos de solos, o Latossolo Vermelho (experimento 1) e o Latossolo Vermelho-Amarelo (experimento 2). Cada um destes solos foi submetido a três tipos de inoculantes (um não-comercial obtido da serapilheira e dois comerciais: Embiotic e Biobokashi), aplicados diretamente sobre o solo ou previamente autoclavados em duas doses antes da aplicação no solo. Foi analisada também a diversidade de espécies emergidas em cada solo por meio do Índice de Shannon. O produto comercial Biobokashi efetivamente inibiu a emergência de plantas espontâneas no Latossolo Vermelho, porém para o Latossolo Vermelho-Amarelo essa resposta não foi observada. O Índice de Shannon evidenciou uma maior diversidade no Latossolo Vermelho-Amarelo.

ABSTRACT

CANUTO, Ludimila Pereira, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, May, 2019. **Soil microbiota ecosystem services: denitrification and alteration of seed bank emergence.** Advisor: André Mundstock Xavier de Carvalho.

One of the highly relevant aspects in nature is the large amount of ecosystem services that are provided by a high variety of soil microorganisms, fundamentally assisting the agrarian and natural systems. Studies of soil microorganisms that act on the conversion of nitrate to gassy nitrogen in riparian environments, as well as those that influence the homogenization of spontaneous plant emergence and support the availability of phosphorus to the soil, are challenging due to the high heterogeneity in the life forms of microorganisms. For a better comprehension of the effectiveness of these environmental services, three experiments were conducted in a greenhouse. The first experiment was designed to understand and measure the role of wetlands in the process of denitrification of subsurface waters and remediation of nitrate contamination, with consequent improvement of water quality. For this purpose, three soil types (Cambissolo, Latossolo and Gleissolo) and three nitrate doses (0, 50 and 200 mg dm⁻³) were used. The results showed that Gleissolo has lower denitrification capacity than other soils. In addition, the total N content in soils did not differ by increasing nitrate doses. The last two experiments aimed to evaluate the ability of microbial inoculants to change the emergence of spontaneous plants and to provide phosphorus in the soil. For this occasion, two soil types were analyzed: Latossolo Vermelho (experiment 1) and Latossolo Vermelho-Amarelo (experiment 2). Each of these soils was submitted to three types of inoculants (one that is not commercially obtained from plant litter and two commercially obtained: Embiotic and Biobokashi), applied directly on the soil or previously autoclaved in two doses before application on the soil. The diversity of species that emerged in each soil was also analyzed using the Shannon Index. The commercial product Biobokashi effectively inhibited the emergence of spontaneous plants in the Latossolo Vermelho, but for the Latossolo Vermelho-Amarelo this response was not observed. The Shannon Index showed a higher diversity in the Latossolo Vermelho-Amarelo.

INTRODUÇÃO GERAL

Um dos objetivos da agricultura é atender a atual demanda por alimentos de qualidade para a sociedade. Embora o uso de pesticidas esteja generalizado na agricultura esta prática traz efeitos negativos ao meio ambiente e à saúde humana (Sharma e Singhvi, 2017).

A poluição em ambientes aquáticos está aumentando, em grande parte devido ao uso intensivo de fertilizantes e pesticidas, que mesmo em baixas concentrações, representam riscos de difícil avaliação ao meio ambiente (Agrawal et al. 2010). O nitrogênio é um dos contaminantes presentes nas águas superficiais e subterrâneas. Este elemento ocorre em abundância de formas e estados de oxidação (Hulth et al., 2005) e parte deste nitrogênio chega aos diferentes ambientes aquáticos na forma de nitrato, diminuindo a concentração de oxigênio dissolvido, criando problemas de eutrofização e toxidez à flora e fauna (Zoppas et al., 2016), contribuindo assim para a redução da biodiversidade (Miranda et al., 2013).

Do ponto de vista dos serviços ecossistêmicos prestados, os solos hidromórficos são importantes para a quantidade e qualidade das águas (Galli, 2003). Esses solos são comumente encontrados nas zonas de transição entre o ambiente aquático e terrestre, ou seja, nas áreas de várzea e terraços. Estas áreas funcionam como zonas tampão para os compostos nitrogenados (Brunke e Gonser, 1997), onde bactérias são capazes de degradar com eficiência fertilizantes nitrogenados, aplicados nas partes mais altas da paisagem, em formas de nitrogênio gasoso (Schroder et al., 2004), realizando o processo da desnitrificação. Nesse sentido, o processo de desnitrificação é algo desejável nesses ambientes por reduzir a chegada de formas nítricas até as águas superficiais.

Outro serviço ecossistêmico é o prestado por microrganismo em que alguns possuem ação estimulante pela produção de hormônios vegetais capazes de induzir a germinação de plantas (Soares et al., 2012). As plantas daninhas ocupam lugar de destaque no cenário agrícola mundial devido aos prejuízos que ocasionam, agravando em 30% os custos de produção (Silva e Silva, 2007). Existem diferentes métodos para o controle de plantas daninhas, sendo o controle químico um dos mais utilizados (Christoffoleti, 2008). Porém, com o uso intensivo ocasionando a contaminação ambiental (Vivian et al., 2007) e o surgimento de biótipos resistentes aos herbicidas

(Green, 2014) tem surgido também necessidades de buscas alternativas para o manejo de plantas daninhas pelos agricultores.

A capina mecânica tem se mostrado eficiente tanto pelo controle das plantas daninhas quanto pela compatibilidade com as atividades de preparo do solo. Apesar disso, a emergência irregular das plantas pelo seu banco de sementes limita a eficácia da capina mecânica (Pellegrini, 2007). Para efeito de controle das plantas daninhas seria interessante que os mecanismos de dormência das sementes pudessem ser manejados com a finalidade de uniformizar a germinação, ou seja, manipular a germinação simultânea da maioria de sementes presentes no banco de sementes seria uma boa estratégia (Oliveira Jr et al., 2011). Este manejo da germinação pode ser alcançado com o uso de inoculantes microbianos, por meio dos quais o padrão de emergência das plantas pode ser alterado, estimulando uma germinação mais uniforme.

O desenvolvimento de inoculantes microbianos para fins agropecuários tem aumentado devido ao reconhecimento dos efeitos nocivos da aplicação excessiva de fertilizantes químicos ao ambiente (Hungria, 2011). Além dos inoculantes bacterianos para fixação biológica de nitrogênio, vem ganhando espaço inoculantes com funções diversas, que incluem solubilização de formas de fosfato de menor disponibilidade no solo, ativação de sistemas de defesa vegetal ou produção de bioestimulantes e aceleração da decomposição de resíduos orgânicos sobre o solo.

Nesta temática, este trabalho está estruturado em dois capítulos. O primeiro capítulo apresenta um estudo que tem como objetivo compreender e mensurar o papel de solos de várzea no processo de desnitrificação de águas subsuperficiais e consequente remediação da contaminação de solos com nitrato e melhoria da qualidade da água. O segundo tem como objetivo avaliar a capacidade de inoculantes microbianos de alterar o padrão de emergência de plantas daninhas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agrawal A., Pandey R.S., Sharma B. Water pollution with special reference to pesticide contamination in India. **Journal of Water Resource Protection**. 2010;2:432–48.

Brunke M., Gonser T. The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. **Freshwater Biology**. 1997;37:1-33.

Christoffoleti P.J. Aspectos de resistência de plantas daninhas a herbicidas. Piracicaba: Associação brasileira de ação a resistência de plantas aos herbicidas, 2008.

Galli C.V.S. **Análise da função de uma várzea na ciclagem de nitrogênio**[tese]. São Carlos: Universidade de São Paulo, 2003.

Green J.M. Current state of herbicides in herbicide-resistant crops. **Pest Management Science**. 2014;70:1351-57.

Hulth S., Aller R.C., Canfield D.E., Dalsgaard T., Engstrom P., Gilbert F., Sundback K., Thamdrup B. Nitrogen removal in marine environments: recent findings and future research challenges. **Marine Chemistry**. 2005;94:125-45.

Hungria M. Inoculação com *Azospirillum brasiliense*: inoculação em rendimento e baixo custo. Londrina: Embrapa Soja, 2011. p.36.

Miranda F.S., Coelho R.M.P., Gonzaga A.V. Redução da riqueza de organismos do zooplâncton (com ênfase em Copepoda e Cladocera) nas lagoas do médio Rio Doce/MG. **Revista Brasileira de Zootecias**. 2013;15:69-90.

Oliveira Júnior R.S., Constantin J., Inoue M.H. **Biologia de manejo de plantas daninhas**. Curitiba: Omnipax, 2011. p.348.

Pellegrini L.G., Nabinger C., Carvalho P.C.F., Neumann M. Diferentes métodos de controle de plantas indesejáveis em pastagem nativa. **Revista Brasileira de Zootecnia**. 2007;36:1247-54.

Schroder J.J., Scholefield D., Cabral R., Hofman G. The effects of nutrient losses from agriculture on ground and surface water quality: the position of science in developing indicators for regulation. **Environmental Science Policy**. 2004;7:15-23.

Sharma N., Singhvi R. Effects of Chemical Fertilizers and Pesticides on Human Health and Environment: A Review. **International Journal of Agriculture, Environment and Biotechnology**. 2017;628:675-79.

Silva A.A., Silva J.F. **Tópicos em manejo de plantas daninhas**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2007. p.367.

Soares V.N., Tillmann M.A.A., Moura A.B., Zanatta Z.G.C.N. Potencial fisiológico de sementes de arroz tratadas com rizobactérias ou tiametoxam. **Revista Brasileira de Sementes**. 2012;34:563-72.

Vivian R., Queiroz M.E.L.R., Jakelaitis A., Guimarães A.A., Reis M.R., Carneiro P.M., Silva A.A. Persistência e lixiviação de ametryn e trifloxysulfuronsodium em solo cultivado com cana-de-açúcar. **Planta Daninha**. 2007;25:111-24.

Zoppas F.M., Bernardes A.M., Meneguzzi A. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. 2016;21:29-42.

CAPÍTULO 1

DESNITRIFICAÇÃO EM SOLOS HIDROMÓRFICOS

RESUMO

A gestão do uso da água é um assunto que tem despertado o interesse de diversos segmentos da sociedade. Parte dos problemas ligados aos recursos hídricos estão relacionados à agricultura, como a contaminação dos mananciais com nutrientes, especialmente de nitrato. O objetivo do presente trabalho foi compreender e mensurar o papel de solos de várzea no processo de desnitrificação e consequente remediação da contaminação de águas com nitrato. Para tal, um experimento foi estruturado em um esquema 3x3, sendo três tipos de solos (Gleissolo Melânico, Latossolo Vermelho-Amarelo, Cambissolo Flúvico) que receberam 3 doses de nitrato (0, 50 e 200 mg dm⁻³), com quatro repetições. Amostras indeformadas foram coletadas em canos de PVC e nas colunas foram adicionadas diferentes doses de nitrato. Depois da simulação de chuvas, foram analisados o teor de nitrato no lixiviado, o teor de N total no solo e o carbono orgânico. O Gleissolo apresentou menor capacidade de desnitrificar em relação ao Latossolo e ao Cambissolo. Possivelmente, em áreas de agricultura intensiva o Gleissolo perde sua capacidade de desnitrificação em relação à uma área com vegetação original.

Palavras-chaves: várzea, nitrato, agricultura.

1. INTRODUÇÃO

Serviços ecossistêmicos podem ser definidos como os benefícios que os seres vivos obtêm a partir dos ecossistemas, promovendo e sustentando as diversas formas de vida no planeta (Haines-Young e Potschin, 2013; Parron et al., 2015). Estes serviços são essenciais ao ser humano e, embora gratuitos, seu valor global pode ser estimado em US\$33 trilhões anualmente (Costanza et al., 1997).

A modernização agrícola está diretamente ligada à intensificação do uso de recursos naturais (Balsan, 2006), o que tem pressionado a capacidade de resiliência dos diversos serviços ecossistêmicos do planeta que são essenciais à nossa sobrevivência. O uso intensivo de fertilizantes, com destaque aos nitrogenados, pode comprometer a qualidade das águas superficiais e subsuperficiais (Zoppas et al., 2016).

O nitrogênio utilizado na agricultura chega aos diferentes ambientes aquáticos via lençol freático devido à susceptibilidade à lixiviação do nitrato nos solos em geral e via escoamento superficial de água. Uma vez atingido várzeas, córregos e lagos, o nitrato contribui para a eutrofização dos ecossistemas, resultando em um crescimento exagerado de microrganismos na água, ainda que este processo também dependa do enriquecimento em outros nutrientes, em especial do fósforo. O crescimento exagerado de microrganismos, por sua vez, leva à redução da concentração do oxigênio dissolvido na água e consequente morte de peixes e outros animais por hipoxia (Smith e Schindler, 2009), provocando perdas significativas para a biodiversidade (Miranda et al., 2013). Além disso, a contaminação com nitrato afeta a qualidade das águas, mesmo em baixas concentrações, pela sua conhecida ação cancerígena em vertebrados (Silva e Araújo, 2003; Baird, 2002). São considerados como valores limites 10 mg L⁻¹ de NO₃⁻ em água potável (Brasil, 2004) e 45 mg L⁻¹ de NO₃⁻ em águas subterrâneas (Brasil, 2008).

Na complexidade do ciclo do nitrogênio nos ambientes terrestres, a desnitrificação cumpre um papel importantíssimo por permitir a redução do NO₃⁻ às formas de óxido nitroso e N₂. Estes produtos são voláteis e, ao dissiparem do solo, permitem a remediação de altos teores de NO₃⁻, evitando que este contaminante chegue até os corpos d'água. A desnitrificação é realizada por microrganismos anaeróbicos de solo (como por exemplos bactérias dos gêneros *Alcaligenes*, *Agrobacterium*, *Rizobium*, *Pseudomonas*, *Thiobacillus*, *Azoarcus* e *Bacillus*), como uma simples estratégia de utilizar o NO₃⁻ como um aceptor final alternativo de elétrons. O ciclo do N é, no entanto, compartimentalizado na paisagem, sendo que a desnitrificação é especialmente importante nas áreas ripárias associadas ao afloramento do lençol freático. Entre os solos mais frequentes nos

ambientes ripários do cerrado brasileiro estão Gleissolos, Cambissolos Flúvicos, Plintossolos Hápicos e Neossolos Flúvicos. Alguns destes solos são comumente encontrados em áreas de várzea, apresentando como característica comum a formação sob condições hidromórficas (Galli, 2003). Estes solos, no entanto, podem diferir quanto à sua capacidade de realizarem a desnitrificação devido, principalmente, a quantidade e qualidade da matéria orgânica presente.

No Brasil, as áreas de várzeas ocupam cerca de 20% do território nacional (Junk, 2011). Essas áreas contribuem com aproximadamente 40% dos serviços ecossistêmicos renováveis do planeta, embora cubram apenas 1,5% desta superfície (Costanza et al., 1997). A capacidade destes ecossistemas de absorver e diminuir os impactos agrícolas nas águas é prejudicada pelo uso agrícola dos solos ripários. No passado, parte da expansão agrícola ocorreu sob solos hidromórficos, que foram drenados sob um elevado custo ambiental. A remoção desses ecótonos compromete a manutenção da biodiversidade, aumenta a sazonalidade dos rios, reduz os estoques de C retidos no solo e reduz a qualidade das águas devido a uma ampla gama de serviços ecossistêmicos prestados (Tundisi e Tundisi, 2008).

O efeito de filtração dos solos ripários constitui uma das mais importantes funções ecossistêmicas para a manutenção da qualidade da água dos sistemas de água doce (Aguiar Junior e Parron, 2015), podendo apresentar taxas de remoção de nitrato acima de 80% considerando os diferentes processos de ciclagem (Crumpton et al. 1993; Hill, 1996; Angier et al., 2005). Portanto, áreas úmidas possuem um papel na remediação da lixiviação de alguns nutrientes, especialmente em áreas agrícolas onde as cargas de nutrientes são altas e ameaçam a preservação e conservação de águas superficiais e subterrâneas.

Sendo assim, o objetivo do presente trabalho foi compreender e mensurar o papel de solos ripários no processo de desnitrificação e consequente remediação da contaminação de solos com nitrato e melhoria da qualidade da água.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Caracterização geral

Um experimento foi montado em casa de vegetação com colunas de solo preenchidas com amostras indeformadas de solos ripários e um solo controle de um ambiente perfeitamente drenado. Cada unidade experimental foi constituída por uma

coluna de PVC (60 cm de comprimento e 75 mm de diâmetro interno) preenchida no campo através da inserção vertical dos tubos de PVC ao solo com auxílio de uma marreta.

Os solos estudados foram um Gleissolo Melânico Tb (19°18'59"S e 46°08'44"O), um Cambissolo Flúvico Tb distrófico (19°14'27"S e 46°12'51"O) e um Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico típico (19°13'99"S e 46°10'84"O), ambos coletados no município de Rio Paranaíba, MG, Brasil. Após a coleta destes solos, os canos de PVC foram levados para casa de vegetação, onde foram fixados em um suporte para mantê-los na vertical. Um tampo ou “cap” foi inserido na base de cada coluna de PVC.

2.2. Matriz experimental

O experimento foi conduzido em um delineamento inteiramente ao acaso em um esquema 3x3, sendo três tipos de solos que receberam três doses de nitrato (0; 50 e 200 mg dm⁻³), com quatro repetições.

As soluções contendo as diferentes concentrações de nitrato foram preparadas com os sais de Ca(NO₃)₂ e KNO₃ de modo a simular os principais cátions acompanhantes do ânion nitrato nos ambientes agrícolas. Após a aplicação da solução de nitrato foram simuladas três chuvas de 100 mm nos canos de PVC, utilizando água destilada, com duração de 48 h cada, espaçadas em 15 dias. Um saco plástico foi permanentemente fixado na base das colunas para reter a água adicionada por 15 dias para então ser retirado e permitir a coleta dos lixiviados.

2.3. Avaliações

Ao longo de 60 dias, os lixiviados foram coletados e armazenados em geladeira. Após o período experimental, os solos foram removidos das colunas, homogeneizados, secos ao ar e passados completamente em peneira de malha de 2 mm de abertura.

Os teores de nitrato foram quantificados no lixiviado de cada unidade experimental e depois multiplicado pelo volume total lixiviado de cada coluna. A determinação do nitrato no lixiviado foi realizada, por espectrofotometria de absorção molecular, de acordo com metodologia descrita em Cataldo et al. (1975). Para a determinação do teor de N total no solo, realizou-se o procedimento da digestão sulfúrica com arraste em destilador Kjeldahl em presença de liga de Devarda e determinação titulométrica, conforme metodologia descrita em Bremner e Mulvaney (1982). Os teores de carbono orgânico do solo também foram determinados por titulação após digestão com dicromato de potássio com aquecimento adicional conforme Yeomans e Bremner (1988).

2.4. Análises estatísticas

Quando atendidas as pressuposições para normalidade dos erros, avaliada pelo teste de Jarque-Bera, e homogeneidade das variâncias, avaliada pelo teste de Levene-Brown-Forsythe, os dados foram submetidos à análise de variância pelo teste F (ANOVA). Posteriormente, as médias foram comparadas entre si pelo teste de Student-Newman-Keuls a 5% de probabilidade.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os dados obtidos apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos para todos os parâmetros avaliados (Tabela 1). Houve interação significativa entre os fatores em estudo (tipo de solo e doses de nitrato) para os parâmetros carbono orgânico e nitrato lixiviado. Os dados destes parâmetros também foram transformados para atender às pressuposições paramétricas. O nitrogênio total no solo foi submetido à transformação rank pela falta de uma opção paramétrica adequada (Tabela 1).

Tabela 1. Valores de F das ANOVAs e coeficientes de variação (C.V.) dos parâmetros carbono orgânico do solo, nitrato no lixiviado e nitrogênio total no solo das colunas sob diferentes classes de solo e submetidas à diferentes doses de nitrato.

	Nitrato lixiviado ¹	N total no solo ²	C orgânico ³
Solos	1,44 ^{Ns}	13,51**	1055,62**
Doses	10,33**	2,59 ^{Ns}	3,34 ^{Ns}
Interação	4,15*	1,33 ^{Ns}	1,68~
C.V. (%)	29,36	41,9	3,7

1 Dados transformados para raiz cúbica. 2 Dados transformados para rank (transformação não-paramétrica).

3 Dados transformados para raiz.

A lixiviação total de nitrato diferiu entre os tipos de solo e entre as doses, devido ao efeito de uma interação significativa. Na maior dose de nitrato aplicada, o Gleissolo apresentou maior lixiviação total de nitrato que os demais solos, enquanto na menor dose aplicada (dose zero) não houve evidência de diferenças entre os solos (Figura 1). Para Cambissolos e Latossolos o aumento da dose de nitrato aplicada não resultou em aumento nos teores de nitrato lixiviado, diferentemente do que ocorreu para o Gleissolo (Figura 1).

Considerando que a quantidade de nitrato lixiviado refere-se ao nitrato que não desnitrificou, esse resultado sugere que o Gleissolo estudado já atingiu sua capacidade limite de realizar o processo de desnitrificação. Ou seja, o ambiente em que o solo foi coletado pode não estar mais cumprindo o seu papel de biorremediação do nitrato que

chega pelo lençol freático, uma vez que muito provavelmente já recebeu grandes quantidades de nitrato das áreas agrícolas do seu entorno.

Adicionalmente, este resultado também pode estar relacionado a alteração da vegetação original sobre o Gleissolo. Essa nova cobertura vegetal do Gleissolo (predominantemente capim gordura (*Melinis minutiflora*)) pode não estar fornecendo matéria orgânica lábil suficiente para atender a demanda dos microrganismos desnitrificantes. Tal hipótese é coerente com o fato do ambiente do Gleissolo neste estudo estar sob influência das áreas agrícolas com uso intensivo de fertilizantes do entorno há mais de 40 anos. É bem conhecido que a substituição da vegetação nativa por espécies de interesse agrícola tende a reduzir os estoques de matéria orgânica do solo, inclusive em Gleissolos (Marrenjo et al., 2016; Lopes et al., 2006), fazendo com que este solo, mesmo com altos teores de carbono orgânico, tenha uma baixa desnitrificação.

Galli (2003), no entanto, evidenciou uma considerável redução das concentrações dos compostos nitrogenados desde as zonas ripárias mais distantes do curso do rio até o canal, ao passar pela área de várzea. Esta aparente contradição pode ser explicada pelo fato da área de Gleissolo estudado por Galli (2003) não estar sob influência de áreas agrícolas no entorno.

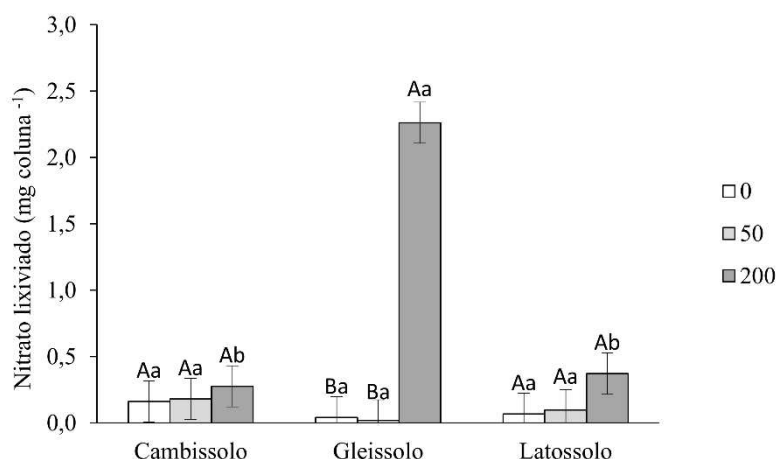


Figura 1. Nitrato total lixiviado das colunas com amostras indeformadas de Cambissolo, Gleissolo e Latossolo submetidas à aplicação de diferentes doses de nitrato. Médias seguidas por uma mesma letra, maiúsculas entre doses e minúsculas entre tipos de solos, não diferem entre si pelo teste de SNK a 5 % de probabilidade de erro.

O teor de N total no solo não foi afetada significativamente pelas doses de nitrato aplicadas (Figura 2), sugerindo que o N adicionado foi lixiviado ou desnitrificado, ou

seja, não está ficando retido no solo. Portanto, o não aumento do teor de nitrato na lixiviação do Latossolo e do Cambissolo são fortes indicativos de desnitrificação.

Foi observado também um maior teor de N total no Gleissolo em relação aos demais solos (Figura 2), o que reflete apenas o maior teor de matéria orgânica deste solo. Outros autores também destacam a baixa lixiviação dos adubos nitrogenados, em relação à quantidade aplicada. Sousa e Lobato (2004) descrevem que as perdas totais de N no solo são 43 % provenientes da desnitrificação e no máximo 29 % são perdidos na forma de lixiviação de NO_3^- .

Primavesi et al. (2006) observaram que não houve perda intensa de nitrato em profundidade mesmo com a aplicação de doses de até 500 kg ha^{-1} de nitrogênio em pastagens estabelecidas em um Latossolo Vermelho Distrófico, à semelhança do ocorrido na área testemunha.

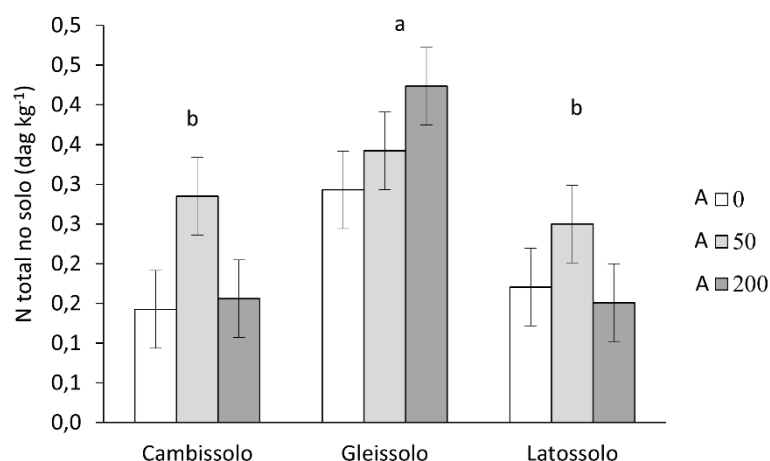


Figura 2. Nitrogênio total retido no solo das colunas com amostras indeformadas de Cambissolo, Gleissolo e Latossolo submetidas à aplicação de diferentes doses de nitrato. Médias seguidas por uma mesma letra, maiúsculas entre doses e minúsculas entre tipos de solos, não diferem entre si pelo teste de SNK a 5 % de probabilidade de erro.

Os solos estudados também diferiram quanto aos teores de carbono orgânico total, com destaque para o Gleissolo, que apresentou teores de carbono orgânico sempre acima de 5 %. Os demais solos mantiveram seus teores de C orgânico próximos de 2 %, sem influência perceptível da adição de nitrato (Figura 3). Estranhamente, o Gleissolo sob adição de 200 mg de nitrato apresentou um pequeno aumento significativo nos teores de C (11 % de incremento) em relação ao tratamento que não recebeu adição de nitrato. Este

efeito sugere que não houve forte indução ao processo de desnitrificação pela adição de nitrato neste solo, uma vez que isto resultaria em consumo de matéria orgânica. É possível, no entanto, que este efeito observado esteja simplesmente relacionado a um erro analítico inerente ao método de digestão úmida com dicromato. O dicromato pode ter oxidado compostos de nitrogênio produzidos como intermediários durante o processo de desnitrificação (como NO_x). Esta oxidação, se ocorreu, foi contabilizada como C oxidado. Tais interferências são relativamente bem conhecidas para o método para íons Fe^{2+} , Mn^{2+} , H_2S , entre outros (Nelson e Sommers, 1996).

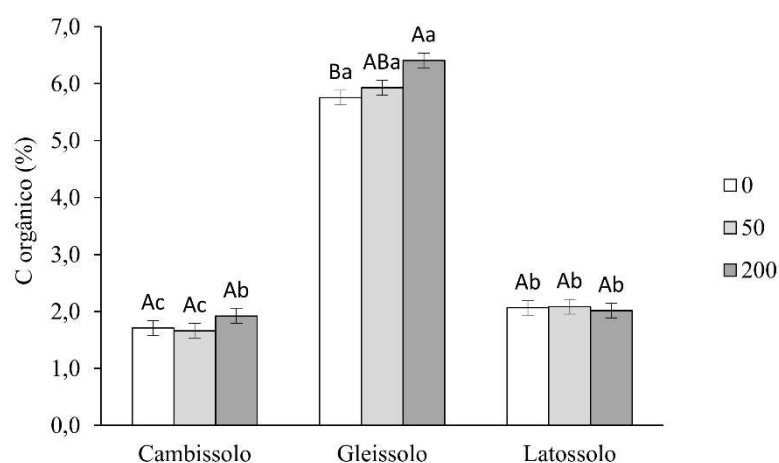


Figura 3. Carbono orgânico (%) nos solos das colunas com amostras indeformadas de Cambissolo, Gleissolo e Latossolo submetidas à aplicação de diferentes doses de nitrato. Médias seguidas por uma mesma letra, maiúsculas entre doses e minúsculas entre tipos de solos, não diferem entre si pelo teste de SNK a 5 % de probabilidade de erro.

4. CONCLUSÕES

O Gleissolo apresenta, em relação ao Latossolo e ao Cambissolo, menor capacidade de desnitrificação provavelmente devido à influência das áreas agrícolas do entorno.

Dessa forma, o impacto negativo do manejo agrícola no solo contribui para uma menor sustentabilidade e altera a capacidade da manutenção dos serviços ecossistêmicos prestados.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aguiar Júnir T.R., Parron L.M. Indicadores de serviços ambientais hídricos e a contribuição da vegetação ripária para a qualidade de água. Brasília: Embrapa Florestas, 2015. p.183-90.

Angier J.T., McCarty G.W., Prestegard K.L. Hydrology of a first-order riparian zone and stream, mid-Atlantic coastal plain, Maryland. **Journal of Hydrology**. 2005;309:149-66.

Baird C. **Química Ambiental**. Porto Alegre: Bockman, 2002. p.1-621.

Balsan R. Impactos Decorrentes da Modernização da Agricultura Brasileira. **Revista de Geografia Agrária**. 2006;1:123-51.

Brasil. Ministério da Saúde. Portaria n. 518, de 25 de março de 2004: Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília: Diário Oficial da União. 2004.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Resolução nº 396, de 03 de abril de 2008: Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas. Brasília, DF: Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. 2008.

Bremner J.M., Mulvaney C.S. Nitrogen Total. In: Page A.L., Miller R.H., Keeney D.R., editores. **Methods of Soil Analysis – Chemical and Microbiological Properties**. Madison: ASA/SSSA, 1982. p.1159.

Cataldo D.A., Haroon M., Schrader L.E., Youngs V.L. Rapid colorimetric determination of nitrate in plant tissue by nitration of salicylic acid. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**. 1975;6:71-80.

Costanza R., D'Arge R., De Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P., Belt M.V.D. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**. 1997;387:253–59.

Crumpton W.G., Isenhardt T.M., Fisher S.W. Fate of nonpoint source nitrate loads in freshwater wetlands: results from experimental wetland mesocosms. In: Moshiri G.A., editor. **Integrated resource management & landscape modification for environmental protection**. Boca Raton: CRC Press, 1993. p.283-91.

Galli C.V.S. **Análise da função de uma várzea na ciclagem de nitrogênio**[tese]. São Carlos: Universidade de São Paulo, 2003.

Haines-Young R., Potschin M. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES). Nottingham: Centre for Environmental Management, 2013. p.1-13.

Hill A.R. Nitrate removal in stream riparian zones. **Journal of Environmental Quality**. 1996;25:743-55.

Junk W.J., Piedade M.T.F., Schongart J., Cohn-Haft M., Adeney J.M., Wittmann F. A classification of major naturally-occurring Amazonian lowland wetlands. **Wetlands**. 2011;31:623–40.

Lopes E.L.N., Fernandes A.R., Grimaldi C., Ruivo M.L.P., Rodrigues T.E., Sarrazin M. Características químicas de um Gleissolo sob diferentes sistemas de uso, nas margens do rio Guamá, Belém, Pará. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais, 2006. p.127-37.

Marrenjo G.J., Pádua E.J., Silva C.A., Soares P.C., Zinn Y.L. Impactos do cultivo por longo tempo de arroz inundado em Gleissolos. **Pesquisa agropecuária brasileira**. 2016;51:967-72.

Miranda F.S., Coelho R.M.P., Gonzaga A.V. Redução da riqueza de organismos do zooplâncton (com ênfase em Copepoda e Cladocera) nas lagoas do médio Rio Doce/MG. **Revista Brasileira de Zoociências**. 2013;15:69-90.

Nelson D.W., Sommers L.E. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Sparks D.L., Page A.L., Helmke P.A., Loeppert R.H., Soltanpour P.N., Tabatabai M.A., Johnston C.T., Summer M.E., editores. **Methods of Soil Analysis**. Madison: SSSA-ASA, 1996. p.961-010.

Parron L.M., Garcia J.R., De Oliveira E.B., Brown G., Prado R.B. Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica. Brasília: Embrapa Florestas, 2015. p.372.

Primavesi O., Primavesi A.C., Corrêa L.A., Silva A.G., Cantarella H. Lixiviação de nitrato em pastagem de coastcross adubada com nitrogênio. **Revista Brasileira de Zootecnia**. 2006;35:683-90.

Silva R.C.A., Araujo T.M. Qualidade da água do manancial subterrâneo em áreas urbanas de Feira de Santana (BA). **Revista Ciência & Saúde Coletiva**. 2003;8-1019-28.

Smith V.H., Schindler D.W. Eutrophication science: where do we go from here? **Trends in Ecology and Evolution**. 2009;24:201-07.

Sousa D.M.G., Lobato E. Cerrado: correção do solo e adubação. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2004. p.416.

Tundisi J.G., Tundisi T.M. Limnologia. **Brazilian Journal of Biology**. 2008;69:229-29.

Zoppas F.M., Bernardes A.M., Meneguzzi A. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. 2016;21:29-42.

Yeomans J.C., Bremner J.M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**. 1988;19: 1467-76.

CAPÍTULO 2

MICRORGANISMOS DE SOLO NA DISPONIBILIZAÇÃO DE FÓSFORO E EMERGÊNCIA DE PLANTAS DANINHAS

RESUMO

Com o aprimoramento do manejo de plantas daninhas, surge a valorização dos inoculantes microbianos com a finalidade de homogeneizar ou inibir o crescimento destas plantas como uma alternativa ao uso de herbicidas e à capina manual. O objetivo desse estudo foi avaliar a capacidade de inoculantes microbianos de alterar o padrão de emergência de plantas daninhas em um Latossolo Vermelho e um Latossolo Vermelho-Amarelo. Dois experimentos foram estruturados em esquema fatorial (3x2x2) + 1, sendo testados três inoculantes (um inoculante não-comercial de solo-serapilheira de mata e dois inoculantes comerciais: Embiotic e BioBokashi), combinados em duas doses (4 e 40 mL kg⁻¹), sob duas estratégias de aplicação (diretamente sobre o solo ou previamente autoclavados), mais um tratamento controle, com três repetições. Os resultados mostraram que o Biobokashi não autoclavado inibiu a emergência de plantas espontâneas no Latossolo Vermelho e o Índice de Shannon constatou uma maior diversidade no Latossolo Vermelho-Amarelo. Portanto, a aplicação do Biobokashi é uma alternativa ao manejo de plantas daninhas com vistas à melhoria da sustentabilidade do setor agrícola.

Palavras-chaves: plantas daninhas, inoculantes microbianos, serviço ecossistêmico.

1. INTRODUÇÃO

Na agricultura orgânica e agroecológica o manejo de plantas daninhas apresenta-se como um desafio, uma vez que o número de plântulas emergidas varia em função de práticas agronômicas adotadas, características climáticas e edáficas, podendo uma área cultivada ter 33490 indivíduos de plantas daninhas por m² (Jakelaitis, 2014). Reduzir o banco de sementes, evitar o revolvimento do solo, realizar capina mecânica ou promover insolação com lona plástica e manter uma cobertura vegetal sobre o solo estão entre as principais alternativas ao uso de herbicidas e a capina manual (Ronchi et al., 2010). Na agricultura convencional, o problema da resistência das plantas daninhas aos herbicidas aplicados tem aumentado, em parte devido à expansão dos cultivos transgênicos resistentes a herbicidas (Brunharo et al., 2014). Existem 437 relatos registrados de plantas daninhas resistentes em 238 espécies diferentes, sendo que o número de casos tem aumentado a cada ano (Heap, 2014).

Além disso, problemas associados à fitotoxidez por resíduos de herbicidas no solo, ocasionando a contaminação ambiental e intoxicação de culturas sucessoras, também tem aumentado. (Dan et al., 2010). Neste contexto, a necessidade de buscar alternativas para o manejo de plantas daninhas é evidente tanto para os agricultores quanto para os consumidores, que buscam cada vez alimentos com menos agrotóxicos.

A qualidade da capina mecânica realizada antes da semeadura tem sido demonstrada desde longa data. No entanto, a densidade do banco de sementes e a emergência irregular das plantas daninhas estão entre os principais fatores que limitam a eficácia da capina mecânica (Oneto et al., 2010). Nesse sentido, estimular ou inibir a quebra da dormência de sementes e outros propágulos vegetativos pode ser uma estratégia interessante para estimular a homogeneização do crescimento, ou seja, manipular a germinação simultânea da maioria de sementes presentes no banco de sementes melhorando a eficiência de controle por capina mecânica. (Oliveira Jr et al., 2011).

Os microrganismos são parte essencial do sistema solo por desempenharem funções de grande importância. Numa visão global, os processos microbianos dos solos são responsáveis pelos chamados serviços ecossistêmicos, caracterizados pelas funções dos ecossistemas e dos recursos biotecnológicos fornecidos pela microbiota (Cardoso e Andreote, 2016).

Em áreas agrícolas, os microrganismos atuam de forma eficaz contra a invasão de organismos exógenos nos solos, além de auxiliar na pedogênese, ciclagem de nutrientes, transformação e decomposição da matéria orgânica. Alguns microrganismos possuem

ação bioestimuladora pela produção de hormônios vegetais e outros metabólitos capazes de induzir a germinação de plantas (Soares et al., 2012; Szilagyi-Zecchin et al., 2014). Outros podem atuar como bioinibidores em etapas diversas do metabolismo vegetal (Schlindwein et al., 2008; Szilagyi-Zecchin et al., 2015) alterando assim o padrão de emergência das plantas e estimulando uma germinação mais uniforme entre elas.

O desenvolvimento de inoculantes microbianos para fins agrícolas tem aumentado devido ao reconhecimento dos efeitos nocivos da aplicação excessiva de fertilizantes e defensivos químicos ao ambiente (Hungria, 2011). Atualmente, tem sido crescente o interesse ligado à biodiversidade microbiana do solo, uma vez que estes microrganismos apresentam importância fundamental na qualidade do solo (Bakshi e Varma, 2011; Kujur et al. 2012).

Diante deste potencial biotecnológico, diversos inoculantes de natureza microbiana ou não, foram desenvolvidos e estão disponíveis comercialmente. Estes inoculantes, no entanto, possuem uma limitada diversidade de microrganismos e um baixo nível de confiabilidade técnica (Herrmann e Lesueur, 2013), uma vez que não foram testados experimentalmente quanto às suas potencialidades de uso agrônomo. Entre os produtos disponíveis no mercado a maioria são posicionados como bioestimuladores ou como degradadores de resíduos orgânicos.

Segundo os fabricantes desses inoculantes, tais insumos são produtos à base de microrganismos selecionados especificamente para decomposição rápida de materiais orgânicos, restringindo o crescimento de microrganismos patogênicos e aumentando a mineralização de macro e micronutrientes (Oliveira et al., 2014).

No entanto, este é um tema ainda pouco explorado e, portanto, bastante promissor em relação ao aumento da importância dos serviços ecossistêmicos prestados pela comunidade microbiana.

Portanto, objetivo do presente estudo foi avaliar a capacidade de inoculantes microbianos de alterar o padrão de emergência de plantas daninhas.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Caracterização geral

Dois experimentos foram conduzidos, sob a mesma matriz experimental, em casa de vegetação na estação experimental da Universidade Federal de Viçosa, campus de Rio Paranaíba. Amostras de solo da camada superficial de 0 a 10 cm foram coletadas de áreas

de manejo agrícola sobre um Latossolo Vermelho Amarelo (experimento 1), localizado na área experimental da Universidade Federal de Viçosa/ Campus Rio Paranaíba, e de um Latossolo Vermelho (experimento 2), localizado na Estação Experimental do Instituto de Pesquisa Agrícola do Cerrado (IPACER) e colocadas em bandejas plásticas. Estes solos foram escolhidos pela alta densidade do banco de sementes de plantas daninhas.

2.2. Matriz experimental

Ambos os experimentos foram conduzidos em um delineamento inteiramente casualizado com os tratamentos estruturados em um fatorial $(3 \times 2 \times 2) + 1$, sendo três inoculantes (um inoculante não-comercial obtido de solo-serrapilheira de mata e dois inoculantes comerciais: Embiotic e BioBokashi); aplicados sobre o solo com ou sem autoclave; em duas doses (4 e 40 mL kg⁻¹) e mais um tratamento controle sem aplicação, com três repetições. Após a coleta dos solos, estes foram tamisados em peneira de malha com 4 mm de abertura, homogeneizados e acondicionados em bandejas plásticas com 8 kg de solo cada. Os produtos foram ativados e diluídos conforme recomendação do fabricante. O inoculante não-comercial foi obtido pela suspensão solo-água (na proporção volumétrica de 1:10) de uma amostra de solo mais serapilheira coletado de 0 a 20 cm em um fragmento de mata de galeria no cerrado. A suspensão foi, em seguida, filtrada em peneira de 0,3 mm de abertura. Após a aplicação dos tratamentos as bandejas foram mantidas sob umidade controlada por 45 dias em casa de vegetação e de 15 em 15 dias todos os solos foram revolvidos para estimular a germinação.

2.3. Avaliações

A emergência de plantas daninhas foi avaliada semanalmente pelo número de plântulas emergidas de cada espécie durante 45 dias. Em adição foram colocadas mais seis bandejas extras, das quais três continham o Latossolo Vermelho (LV) e as outras três o Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA), que não receberam nenhum tratamento e apenas representavam a caracterização do banco de sementes destes solos. Em outras palavras, o banco de sementes que emergiu durante a fase experimental caracterizou o experimento 1 e 2 como tendo aquelas espécies com determinada abundância e diversidade (Tabela 1).

Foi calculado o Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') a fim de analisar como as espécies de plantas daninhas estavam distribuídas no ecossistema (Tabela 1). O cálculo do Índice de Shannon-Wiener foi realizado através da fórmula $H' = -\sum p_i \log p_i$, onde p_i é a proporção de indivíduos da i ésima espécie. A uniformidade é dada por $H'/\log H'$.

Hmax (Pielou, 1975; Magurran, 1988). Para fazer esse cálculo, foi obtida uma amostra da população, contando as suas diferentes espécies e avaliando a sua abundância.

Tabela 2. Índice de Shannon-Weaver, identificação e porcentagem do total de espécies de plantas daninhas coletadas para o Latossolo Vermelho-Amarelo e Latossolo Vermelho após a aplicação em duas doses dos inoculantes microbianos aplicados sobre o solo com ou sem autoclave.

Espécies de plantas daninhas	Latossolo Vermelho – Amarelo (✓)	Latossolo Vermelho (✓)
<i>Achyrocline satureioides</i>	6,15	7,23
<i>Alternanthera ficoidea</i>	2,05	-
<i>Amaranthus deflexus</i>	6,15	14,14
<i>Amaranthus retroflexus</i>	4,61	27,63
<i>Commelina benghalensis</i>	1,02	0,98
<i>Conyza bonariensis</i>	1,02	-
<i>Coronopus didymus</i>	2,05	-
<i>Cyperus haspan</i>	-	0,32
<i>Digitaria sanguinalis</i>	14,87	1,31
<i>Eleusine indica</i>	25,64	17,10
<i>Emilia sonchifolia</i>	0,51	-
<i>Ipomoea acuminata</i>	1,02	-
<i>Ipomoea purpurea</i>	-	0,65
<i>Leonotis nepetifolia</i>	1,53	0,65
<i>Melampodium perfoliatum</i>	3,07	4,93
<i>Nicandra physalodes</i>	17,94	6,90
<i>Portulaca oleracea</i>	4,10	0,65
<i>Richardia Brasiliensis</i>	2,56	7,23
<i>Senna macranthera</i>	1,53	-
<i>Sida rhombifolia</i> L	0,51	-
<i>Solanum americanum</i>	-	6,25
<i>Unxia kubitzkii</i>	3,58	3,94
Índice de Diversidade de Shannon-Weaver	2,18	1,92

2.4. Análises estatísticas

Quando atendidas as pressuposições (normalidade dos erros, avaliada pelo teste de Jarque-Bera, e homogeneidade das variâncias, avaliada pelo teste de Bartlett), os dados foram submetidos à análise de variância pelo teste F (ANOVA). Posteriormente, as médias foram comparadas entre si pelo teste de Student-Newman-Keuls a 5% de probabilidade.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Em relação aos dados de contagem total de plantas daninhas, foi observado que o Biobokashi não autoclavado, ou seja, tal como prescreve o fabricante, de fato inibiu a emergência de plantas daninhas em pelo menos um dos tipos de solo, o Latossolo Vermelho (Tabela 3). No Latossolo Vermelho-Amarelo essa resposta não foi observada (Tabela 4), portanto pode-se dizer que a influência dos inoculantes sobre a emergência ou inibição de plantas daninhas depende do banco de sementes e do tipo de solo.

O número de plântulas que emergiu no Latossolo Vermelho foi menor na presença de todos os inoculantes microbianos utilizados em quaisquer doses quando comparado ao controle, ressaltando a importância da comunidade microbiana na supressão de plantas daninhas (Tabela 3). Para o Latossolo Vermelho-Amarelo essa relação pode ser reafirmada para a dose de 40 mL kg⁻¹ (Tabela 4).

Tabela 3. Número total de plantas emergidas no Latossolo Vermelho após a aplicação em duas doses dos inoculantes microbianos aplicados sobre o solo com ou sem autoclave. Médias seguidas por uma mesma letra, maiúsculas na linha e minúsculas na coluna não diferem entre si pelo teste de SNK a 5 % de probabilidade de erro.

..... 4 mL kg ⁻¹					
	Não-autoclavado		Autoclavado		Controle
Inoc. Mata	183,7	aAα	181,7	aAα	215,0 -683,7*
Embiotic	158,3	aAα	147,7	aAα	
Biobokashi	128,0	aAα	157,3	aAα	s = 26,5
..... 40 mL kg ⁻¹					
	Não-autoclavado		Autoclavado		
Inoc. Mata	178,0	aAα	174,7	aAα	
Embiotic	140,7	abAα	192,0	aAα	
Biobokashi	84,7	bBα	169,7	aAα	

Tabela 4. Número total de plantas emergidas no Latossolo Vermelho-Amarelo após a aplicação em duas doses dos inoculantes microbianos aplicados sobre o solo com ou sem autoclave. Médias seguidas por uma mesma letra, maiúsculas na linha e minúsculas na coluna não diferem entre si pelo teste de SNK a 5 % de probabilidade de erro.

..... 4 mL kg ⁻¹					
	Não-autoclavado		Autoclavado		Controle
Inoc. Mata	130,3	aAα	127,3	aAα	160,7 -390 ^{Ns}
Embiotic	149,7	aAα	154,0	aAα	
Biobokashi	170,7	aAα	122,0	aAα	s = 17,68
..... 40 mL kg ⁻¹					
	Não-autoclavado		Autoclavado		
Inoc. Mata	124,0	aAα	128,0	aAα	
Embiotic	114,7	aAα	105,7	aAα	
Biobokashi	95,3	aAβ	116,3	aAα	

O Índice de Shannon evidenciou que os dois solos não apresentam as mesmas características relativas à diversidade de plantas daninhas, constatando maior diversidade de espécies no LVA (Tabela 2). Embora sejam solos geograficamente próximos e inseridos na mesma área de formação, o número de espécies encontradas é diferente bem como a distribuição dos indivíduos dentro de cada espécie. O fato pode ser consequência das diferentes características dos solos referente à exploração agrícola, hidrologia, relevo, mineralogia e conservação da mata nativa.

A diversidade de Shannon é considerada muito baixa quando está abaixo de 1, baixa quando está entre 1 e 2, média entre 2 e 3 e alta quando está acima de 3 (Cavalcanti e Larrazábal, 2004). Desta forma, o maior valor observado no presente trabalho (2,18) no Latossolo Vermelho-Amarelo é considerado médio, indicando uma razoável diversidade de espécies na área. Por sua vez, no Latossolo Vermelho, o valor de 1,92 é considerado baixo, indicando pequena diversidade de espécies.

As práticas de manejo do solo e os métodos de controle de plantas daninhas também influenciam a médio e longo prazo a quantidade de indivíduos e espécies bem como a sua distribuição no perfil do solo, proporcionando modificações no banco de sementes (Albuquerque et al., 2013; Amim et al., 2016). Com isso a alteração do banco de sementes se dá pela dinâmica do manejo do solo realizado na área, sobressaindo as espécies de daninhas que possuem características ecológicas e fisiológicas semelhantes à cultura implantada (Sarmiento et al., 2015; Cardoso et al., 2017).

Soares et al. (2011) trabalhando com plantas daninhas sob diferentes sistemas de manejo de solo em diferentes regiões, observou a influência do preparo do solo sob a dinâmica do banco de sementes das plantas daninhas, em que os maiores números de espécies foram encontrados em áreas com sistema de preparo convencional.

Segundo Kuva et al. (2007) as comunidades que apresentam maior diversificação tendem a demandar maiores combinações de controle, podendo ser por exemplo a utilização de diferentes herbicidas, devido à distinção da sensibilidade das variadas espécies aos herbicidas.

Uma outra alternativa que pode ser utilizada para suprimir a germinação e crescimento de plantas daninhas é o uso de fabáceas, como por exemplo os trevos (*Trifolium repens* L. e *Trifolium vesiculosum* S.), devido à presença de substâncias químicas como os flavonoides, que tem forte atividade biológica e podem ser utilizadas para estudos de futuros herbicidas (Abreu et al., 2005; Liebman & Sundberg, 2006).

A total inibição na germinação de *B. brizantha*, *E. heterophylla* e *I. grandifolia* também foi observada após a aplicação de extratos hidroalcoólicos de *A. crassiflora*, pelo fato desta espécie possuir efeitos alelopáticos devido a uma classe de substâncias naturais bioativas (Inoue et al., 2010). Além disso, uma resina glicosídica extraída de *Ipomoea tricolor* fez com que houvesse a inibição do desenvolvimento radicular de plântulas de caruru (*Amaranthus* spp.), devido ao composto fitotóxico presente em suas sementes.

Ainda, o uso de resíduos de diferentes espécies quando estas são consorciadas apresentam maior capacidade de supressão da emergência de plantas daninhas quando comparados com espécies cultivadas solteiras. Isso quer dizer que o uso de diferentes plantas de cobertura é uma estratégia para a pressão de seleção sobre as espécies de plantas daninhas no manejo ecológico do solo (Comin et al., 2018).

4. CONCLUSÕES

O biobokashi reduziu a emergência de plantas daninhas na dose de 40 mL kg⁻¹.

A ação do biobokashi é microbiana, pois o mesmo produto autoclavado não promoveu redução na emergência de plantas daninhas

Inoculantes microbianos tem potencial para utilização no manejo alternativo de plantas daninhas.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abreu G.T., Schuch L.O.B., Maia M.S., Rosenthal M.D., Bacchi S., Pereira E., Cantarelli L.D. Produção de biomassa em consórcio de aveia branca (*Avena sativa* L.) e leguminosas forrageiras. **Revista Brasileira de Agrociências**. 2005;11:19-24.

Albuquerque J.A.A., Melo V.F., Soares M.B.B., Finoto E.L., Siqueira R.H.S., Martins S.A. Fitossociologia e características morfológicas de plantas daninhas após cultivo de milho em plantio convencional no cerrado de Roraima. **Revista Agro@mbiente**. 2013;7:313-21.

Amim R.T., Freitas S.P., Freitas I.L.J., Scarso M.F. Banco de sementes do solo após aplicação de herbicidas préemergentes durante quatro safras de cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. 2016;51:1710-19.

Bakshi M., Varma A. Soil enzyme: the state-of-art. In: Shukla G., Varma A., editores. **Soil enzymology: soil biology**. Springer-Verlag: Berlin Heidelberg, 2011. p.1-23.

Brunharo C.A.C.G., Christoffoleti P.J., Nicolai M. Aspectos do mecanismo de ação do amônio glufosinato: culturas resistentes e resistência de plantas daninhas. **Revista Brasileira de Herbicidas**. 2014;13:163-77.

Cardoso E.J.B.N., Andreote F.D. **Microbiologia do solo**. Piracicaba: ESALQ, 2016. p.221.

Cardoso I.S., Jakelaitis A., Soares M.P., Araújo V.T., Cabral P.H.R. Weed community composition in different agro-systems. **Comunicata Scientiae**. 2017;8:139-48.

Cavalcanti E.A.H., Larrazábal M.E.L. Macrozooplâncton da Zona Econômica Exclusiva do Nordeste do Brasil (segunda expedição oceanográfica - REVIZEE/NE II) com ênfase em Copepoda (Crustacea). **Revista Brasileira de Zoologia**. 2004;21:467-75.

Comin J.J., Vilanova C.C., Kurtz C., Júnior V.M., Ventura B.S., Reis M. S., Brunetto G., Lovato P.E., Souza M. Avaliação fitossociológica de plantas invasoras em cultivo de cebola sob sistema plantio direto sem uso de agrotóxicos. **Revista de la Facultad de Agronomía**. 2018;2:197-06.

Dan H.A., Dan L.G.M., Barroso A.L.L., Procópio S.O., Oliveira Júnior R.S., Silva A.G., Lima M.D.B., Feldkircher C. Residual activity of herbicides used in soybean agriculture on grain sorghum crop succession. **Planta Daninha**. 2010;28:1087-95.

Heap I.M. International Survey of Herbicide Resistant Weeds. Disponível em: <http://www.weedscience.org>, acessado em: 1 de abril de 2014.

Herrmann L., Lesueur D. Challenges of formulation and quality of biofertilizers for successful inoculation. **Applied Microbiology and Biotechnology**. 2013;97:8859-73.

Hungria M. Inoculação com *Azospirillum brasiliense*: inoculação em rendimento e baixo custo. Londrina: Embrapa Soja, 2011. p.36.

Inoue M.H., Santana D.C., Souza Filho A.P.S., Possamai A.C.S., Silva L.E., Pereira M.J.B., Pereira K.M. Potencial alelopático de *Annona crassiflora*: efeitos sobre plantas daninhas. **Planta Daninha**. 2010;28:489-98.

Jakelaitis A., Soares M.P., Cardoso I.S. Banco de sementes de plantas daninhas em solos cultivados com culturas e pastagens. **Global Science and Technology**. 2014;7:63-73.

Kujur M., Gartia S.K., Patel A.K. Quantifying the contribution of different soil properties on enzyme activities in dry tropical ecosystems. **Journal of Agricultural and Biological Science**. 2012;7:763-72.

Kuva M.A., Pitelli R.A., Salgado T.P., Alves P.L.C.A. Fitossociologia de comunidades de plantas daninhas em agroecossistema cana-crua. **Planta Daninha**. 2007;25:501-11.

Liebman M., Sundberg D.N. Seed mass affects the susceptibility of weed and crop species to phytotoxins extracted from red clover shoots. **Weed Science**. 2006;54:340-45.

Magurran A. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton: Princeton University Press, 1988. p.7-45

Oliveira A.L.M., Costa K.R., Ferreira D.C., Milani K.M.L., Santos O.J.A.P., Silva M.B., Zuluaga M.Y.A. Biodiversity of soil bacteria and its applications for a sustainable agriculture. **Biochemistry and biotechnology reports**. 2014;3:56-77.

Oliveira Júnior R.S., Constantin J., Inoue M.H. **Biologia e manejo de plantas daninhas**. Curitiba: Omnipax, 2011. p.348

Oneto S.R., Kyser G.B., Ditomaso J.M. Efficacy of mechanical and herbicide control methods for Scotch broom (*Cytisus scoparius*) and cost analysis. **Weed Science**. 2010;3:421-28.

Pielou E.C. **Ecological diversity**. New York: Wiley Interscience, 1975. p.165.

Ronchi C.P., Serrano L.A.L., Silva A.A., Guimarães O.R. Manejo de plantas daninhas na cultura do tomateiro. **Planta Daninha**. 2010;28:215-28.

Sarmento H.G.S., Filho J.M.C., Aspiazú I., Rodrigues T.M., Ferreira E.A. Levantamento fitossociológico de plantas daninhas em áreas de bananicultura no Vale do Rio Gortuba, norte de Minas Gerais. **Revista Agro@mbiente**. 2015;9:308-16.

Schlindwein G., Vargas L.K., Lisboa B.B., Azambuja A.C., Granada C.E., Gabiatti N.C., Prates F., Stumpf R. Influência da inoculação de rizóbios sobre a germinação e o vigor de plântulas de alface. **Ciência Rural**. 2008;38:658-64.

Soares M.B.B., Finoto E.L., Bolonhezi D., Carrega W.C., Albuquerque J.A.A., Pirotta M.Z. Fitossociologia de plantas daninhas sob diferentes sistemas de manejo de solo em áreas de reforma de cana crua. **Revista Agro@mbiente**. 2011;5:173-181.

Soares V.N., Tillmann M.A.A., Moura A.B., Zanatta Z.G.C.N. Potencial fisiológico de sementes de arroz tratadas com rizobactérias ou tiametoxam. **Revista Brasileira de Sementes**. 2012;34:563-72.

Szilagyi-Zecchin V.J., Mógor A.F., Ruaro L., Roder C. Crescimento de mudas de tomateiro (*Solanum lycopersicum*) estimulado pela bactéria *Bacillus amyloliquefaciens* subsp. *plantarum* FZB42 em cultura orgânica. **Revista de Ciências Agrárias**. 2015;38:26-33.

Szilagyi-Zecchin V.J., Ikeda A.C., Hungria M., Adamoski D., Kava-Cordeiro V., Glienke C., Galli-Terasawa L.V. Identification and characterization of endophytic bacteria from corn (*Zea mays* L.) roots with biotechnological potential in agriculture. **Applied Microbiology and Biotechnology Express**. 2014;4:1-9.

CONCLUSÕES GERAIS

O Gleissolo apresenta, em relação ao Latossolo e ao Cambissolo, menor capacidade de desnitrificação provavelmente devido à influência das áreas agrícolas do entorno. Dessa forma, o impacto negativo do manejo agrícola no solo contribui para uma menor sustentabilidade e altera a capacidade da manutenção dos serviços ecossistêmicos prestados.

O Biobokashi é um inoculante microbiano que, de fato, tem a capacidade de inibir a emergência de plantas daninhas. Portanto, a aplicação desse produto é uma alternativa ao manejo de plantas daninhas ao uso herbicidas com vistas à melhoria da sustentabilidade do setor agrícola.