

USO DE RESÍDUOS COMO FERTILIZANTES E/OU CONDICIONADORES DO SOLO: BIOCARVÃO E BIOSSÓLIDOS

Adriana Marlene Moreno Pires, Ruan Carnier, Aline Peregrina Puga, Alice Watte Schwingel, Rosana Faria Vieira, Marcos Antonio Vieira Ligo e Cristiano Alberto de Andrade

INTRODUÇÃO

Resíduo é definido como o material resultante de atividades antrópicas, gerado como sobra de um processo produtivo, ou que não pode ser utilizado com a finalidade para a qual foi originalmente produzido (Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2004). Sua destinação consiste em um problema sério, com potencial geração de impactos ambientais negativos se não for realizada adequadamente. O ideal seria destruí-lo, o que dificilmente é possível, de maneira que a principal destinação tem sido seu armazenamento de forma segura. Essa opção não é sustentável, uma vez que a geração de resíduos é contínua e cada vez mais locais de armazenamento são necessários.

A melhor solução para a destinação de resíduos é seu reaproveitamento, tornando-os subprodutos. Os esforços em promover a reciclagem de resíduos têm crescido nas últimas décadas, e sua importância se consolida ao se tornar ponto comum nos principais modelos econômicos e de gestão da atualidade, como economia verde, economia circular e ESG.

O Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente – PNUMA – define **Economia Verde** como uma economia que promove o bem-estar da humanidade e a igualdade social, ao mesmo tempo em que reduz riscos ambientais e escassez ecológica. As principais diretrizes são baixa emissão de carbono, uso eficiente de recursos naturais e inclusão social (Organização das Nações Unidas, 2011). O uso de recursos naturais é ineficiente na economia linear, uma vez que esta tem como base recursos geralmente não renováveis e que não são repostos. Na economia verde, o aproveitamento de resíduos é fator inquestionável para melhoria da eficiência no uso de recursos. O mesmo se aplica para a economia circular, que tem como uma de suas diretrizes a manutenção de produtos, componentes e materiais de um sistema de produção no mais alto nível de utilidade e valor pelo maior tempo possível (Webster, 2015).

O termo ESG (Environmental, Social and Governance ou Ambiental, Social e Governança, em português) consiste em um conjunto de critérios que pode ser aplicado internamente em uma empresa, direcionando suas decisões, ou pode ser utilizado para avaliar empresas externamente. O ESG tem como base a adoção, pela empresa, de práticas que sejam socialmente responsáveis, sustentáveis, minimizando possíveis impactos ambientais negativos, além de bons processos de gestão. Como a própria definição indica, a ESG tem como base 3 pilares: ambiental, social e de governança. Nos critérios de ESG, são abordados diferentes aspectos relacionados ao reaproveitamento de resíduos, como disposição adequada, diminuição do uso de recursos renováveis e promoção da reciclagem.

O fato de que o mercado está cada vez mais exigente quanto à sustentabilidade ambiental e social das cadeias produtivas direcionando a economia acaba promovendo o aproveitamento racional e responsável dos recursos naturais e, consequentemente, a reciclagem de resíduos.

Provavelmente o uso de resíduos mais antigo e difundido é como fertilizante e/ou condicionador de solos agrícolas. Por exemplo, existem relatos de que a disposição de esgotos na agricultura é uma prática muito antiga, sendo que as informações mais conhecidas são as originárias da China. No ocidente sabe-se que, na Prússia, a irrigação com efluentes de esgotos era praticada desde 1560 (Camargo et al., 2008). A prática tem como objetivo melhorar atributos agrônômicos do solo, principalmente a fertilidade, resultando no aumento da produtividade das plantas.

No passado, utilizou-se o solo também como depurador dos resíduos, em áreas denominadas como “de sacrifício”. Atualmente, essa prática é ilegal na maioria dos casos, partindo-se do princípio de que o solo é um recurso natural que deve ser preservado. Portanto, a aplicação de um resíduo ao solo agrícola só deve ser realizada se forem comprovados benefícios agrícolas, sem prejuízos ambientais.

Particularmente para o Brasil, o uso de fontes alternativas é estratégico para diminuir a dependência por insumos importados. Em 2022, o Brasil importou 5,25 milhões de toneladas de nitrogênio (N); 4,34 milhões de toneladas de fosfato (P_2O_5) e 7,00 milhões de toneladas de K_2O , que correspondem a respectivamente 91, 74 e 97% do total utilizado no país (Associação Nacional para Difusão de Adubos, 2022).

Uma estimativa realizada por Benites et al. (2010) indicou que a quantidade anual de nutrientes excretada pelo rebanho industrial de suínos e aves brasileiro corresponde a aproximadamente 27%, 21% e 12% do total anual consumido de N, P e K pela agricultura brasileira. É interessante destacar que existem vários outros resíduos com potencial de uso agrícola gerados em grandes quantidades, como do rebanho bovino confinado de corte e leiteiro, resíduos sólidos urbanos, lodo de esgoto ou biossólido e resíduos de indústrias alimentícias. Portanto, a utilização de resíduos como fonte alternativa de nutrientes tem grande potencial

em diminuir a vulnerabilidade do Brasil em relação à dependência por insumos agrícolas importados.

Um outro ponto importante quanto ao uso agrícola de resíduos refere-se àqueles de matriz orgânica, pois outros ganhos precisam ser considerados.

Os solos tropicais são predominantes no Brasil e possuem características morfológicas, químicas e físicas bem distintas entre si. No entanto, são considerados, em sua maioria, solos muito intemperizados, com baixa fertilidade e baixos teores de matéria orgânica (Zaroni; Santos, 2021). A construção da fertilidade em solos tropicais e o consequente aumento de sua capacidade produtiva têm como pilar o aumento do armazenamento e a melhoria da qualidade da matéria orgânica (MO) estocada no solo. O componente orgânico do solo desempenha importante papel na eficiência do uso de corretivos e fertilizantes, além de promover maior sustentabilidade e resiliência dos sistemas produtivos (Silva et al., 2022; Cerri et al., 2022). A adição de resíduos orgânicos, portanto, pode resultar no aumento dos teores de carbono estocado e, conseqüentemente, de matéria orgânica do solo.

Assim, o uso de resíduos em solos agrícolas relaciona-se com a agricultura de baixo carbono, uma vez que se reduz a pressão ambiental por fontes não renováveis de nutrientes, cujos processos de produção e transporte demandam energia de origem fóssil e resultam em emissões de gases de efeito estufa; e há possibilidade de estabilização de parte do carbono dos resíduos de matriz orgânica no solo (sequestro de carbono). Além disso, para várias avaliações de desempenho ambiental, como a Análise de Ciclo de Vida (ACV), resíduos apresentam emissão zero de carbono na sua geração, uma vez que as emissões do processo produtivo são associadas ao(s) produto(s).

O interesse de consumidores (do mercado externo e interno) nos produtos gerados por cadeias produtivas que levam em consideração a questão climática e a contabilidade de balanços de carbono mais favoráveis nos sistemas de produção em geral é força motriz importante na mudança da agricultura.

Embora tenham sido discutidos vários pontos positivos quanto ao uso agrícola de resíduos, o fato é que esse ainda não é expressivo no Brasil. O uso desses subprodutos na agricultura aumentou nos últimos anos, mas continua muito aquém do potencial que o país apresenta.

O baixo índice de reaproveitamento de resíduos orgânicos na agricultura nacional é resultado de inúmeros aspectos, podendo-se citar o modelo agrícola fundamentado em fontes solúveis de nutrientes e maquinários adaptados a esta situação, elevada umidade e desbalanço de nutrientes, dificuldades logísticas, baixa tecnificação e insuficientes incentivos públicos.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (Brasil, 2010) não teve o efeito esperado quanto à promoção do aproveitamento de resíduos. Entretanto, recentemente foi publicado o Plano Nacional de Resíduos Sólidos (Planares) (Brasil, 2022), que criou

expectativa por estabelecer metas de aumento do reaproveitamento de resíduos e incluir incentivos fiscais como promotores dessa atividade.

Em 2022 foi publicado o Plano Nacional de Fertilizantes – PNF (Brasil, 2021) com os objetivos de fortalecer políticas de incremento da competitividade da produção e da distribuição de fertilizantes no Brasil de forma sustentável, ordenando ações públicas e privadas para ampliar a produção competitiva de fertilizantes (abrangendo adubos, corretivos e condicionadores) no Brasil; de diminuir a dependência externa tecnológica e de fornecimento, mitigando os impactos de possíveis crises; e de ampliar a competitividade do agronegócio brasileiro no mercado internacional, respeitando as regulamentações ambientais (Brasil, 2022).

No PNF foram contempladas cadeias emergentes de fertilizantes, inclusive de uso de resíduos (subprodutos) como fertilizantes. Foram estabelecidas metas que têm como objetivo ampliar o uso de subprodutos como fertilizante, incluindo fomento ao crédito, criação de linhas de financiamento especiais, redução de tributação e incentivos fiscais para as atividades de produção de fertilizantes a partir de subprodutos, distribuídas em diferentes horizontes de tempo (2025, 2030, 2040 e 2050).

Em um cenário muito favorável à consolidação da cadeia de produção de fertilizante e condicionadores de solo a partir de resíduos, espera-se que o reaproveitamento passe a ser prática comum na agricultura brasileira, resultando em benefícios agrícolas, ambientais e em menor vulnerabilidade do país às flutuações de oferta e de preços de insumos agrícolas.

Entre os subprodutos citados e discutidos no PNF estão o bio sólido e o biocarvão, sobre os quais muitos estudos foram realizados pela equipe da Embrapa Meio Ambiente e parceiros, devido ao grande potencial de uso como fertilizante.

BIOSSÓLIDO

O lodo de esgoto é um resíduo gerado no tratamento do esgoto sanitário doméstico, que conta com processos físicos, químicos e biológicos (Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2020). A principal etapa de tratamento do esgoto sanitário refere-se ao processo biológico adotado, uma vez que em termos de disponibilidade de oxigênio, tempo de detenção, entre outros, são bastante variáveis. A separação da carga orgânica do efluente tratado consiste na floculação da carga biológica ativada e do material orgânico na presença de oxigênio, cujos flocos são decantados em sequência. Esse lodo decantado deve ainda passar por etapas adicionais para redução de umidade e de patógenos, viabilizando seu uso agrícola como bio sólido (BS) (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, 2023; Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2020). Segundo dados do Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos (2023), a produção nacional anual de BS corresponde a 2,5 milhões

de toneladas, volume esse que tende a aumentar em função do Marco Legal do Saneamento, disposto pela lei nº 14.026 de 2020 com o objetivo de viabilizar a universalização do sistema de saneamento no Brasil (BRASIL, 2020a).

Em função do volume crescente, na medida em que o país avança com sua rede sanitária, o destino final adequado desse material torna-se um desafio. Há que se ressaltar que a gestão de resíduos geralmente ocorre no âmbito municipal, em que a população em geral é mais sensível a outras prioridades, como transporte público, educação e saúde, o que também é um entrave a ações práticas efetivas.

A maior parte do lodo atualmente gerado é destinada para aterros sanitários, o que não é a melhor alternativa, visto que os aterros têm vida útil limitada e os custos de logística são elevados. Além disso, existem alternativas mais nobres e eficientes de destinação que contribuem para a sustentabilidade e para a economia circular (Mosquera-Losada et al., 2017). O próprio termo “biossólido” foi criado para trazer o conceito de uso ou reciclagem benéfica do material orgânico resultante do tratamento dos esgotos (United States Environmental Protection Agency, 1995). Em termos de uso ou reciclagem benéfica, a aplicação do BS no solo agrícola aparece como excelente alternativa para aumentar o teor de matéria orgânica do solo e a disponibilidade de nutrientes como nitrogênio (N) e fósforo (P) (Andrade et al. 2013; Boeira, 2004; Bettiol; Camargo, 2006; Carvalho et al., 2015).

Atualmente, para o aproveitamento agrícola do BS, existem dois principais caminhos regidos pela legislação pertinente. A primeira alternativa é a utilização do BS propriamente dito, cuja caracterização e aplicação devem ocorrer segundo os critérios técnicos estabelecidos na Resolução nº 498 de 2020 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (2020). Nesta resolução, são relacionados os parâmetros a serem avaliados no BS, o cálculo da dose, além do protocolo de monitoramento das áreas sob aplicação, visando garantir o uso eficiente e ambientalmente seguro. A composição do BS é aspecto bastante relevante, uma vez que descartes industriais clandestinos podem ocorrer na rede de coleta do esgoto domiciliar, introduzindo contaminantes, principalmente metais pesados (Bettiol; Camargo, 2006; Nascimento et al., 2020).

A compostagem do biossólido pode ser usada como tratamento adicional para um material mais estável e seguro para aplicação no solo agrícola. Na compostagem há degradação biológica aeróbia de parte da carga orgânica do biossólido em mistura com outra(s) biomassa(s) (resíduos vegetais, serragem, e outros), visando a produção de um material orgânico mais estável, sem odor e livre de patógenos (Proença et al., 2021). Além disso, a compostagem tem sido descrita como processo eficiente na degradação de compostos farmacológicos que podem estar presentes no biossólido (Dalahmeh et al., 2022).

A segunda alternativa para o uso agrícola do BS é o registro como produto junto ao Ministério da Agricultura e Pecuária (Mapa), que deve ser enquadrado nas catego-

rias existentes de acordo com as instruções normativas (IN). Atualmente, as categorias são: fertilizante orgânico, regulamentado pela IN nº 7 (Brasil, 2023) e IN nº 61 (Brasil, 2020b); condicionador de solo, segundo a IN nº 35 (Brasil, 2006); e substrato para plantas, regido pela IN nº 5 (Brasil, 2016). As instruções normativas estabelecem, dentre outras questões, as definições, especificações, garantias e tolerâncias para o produto registrado no Mapa, assegurando o uso do produto. Existe ainda uma terceira opção, ainda emergente no país, que é a produção de biocarvão à base de BS, mas este tema será tratado em tópico específico deste capítulo. O potencial agrícola dos bio sólidos, bem como suas características, serão ilustrados nos tópicos seguintes.

IMPACTO DO USO DO BIOSSÓLIDO EM ATRIBUTOS DO SOLO E NA PRODUÇÃO VEGETAL

Um dos principais critérios para o uso do BS no solo refere-se ao fornecimento de N às culturas, o que orientou e tem orientado o dimensionamento da dose e a frequência para aplicação. O BS entra na substituição total ou parcial dos fertilizantes minerais. A reciclagem do N a partir do BS tem apelo atual ainda maior, considerando os preços dos fertilizantes minerais, as questões político-econômicas associadas à cadeia de distribuição e à dependência externa (Chojnacka et al., 2023) e o impacto no balanço favorável de carbono do sistema ou produto agrícola (Krahembuhl, 2021). A dose de BS recomendada baseia-se, em geral, na necessidade de N da cultura e na fração de mineralização (FM) do BS em função do tipo de BS ou, preferencialmente, determinada em ensaio controlado de laboratório (Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2020). É importante considerar que no campo podem ocorrer consideráveis flutuações das condições climáticas, que estimulam ou atrasam a mineralização do N no campo, resultando em certa divergência entre o período de maior demanda de N pela cultura e a disponibilização de N a partir do BS. O gerenciamento sobre as condições climáticas não é possível, e, por isso, é fundamental o adequado dimensionamento da demanda de N pela cultura e um valor mais assertivo para a FM, evitando-se excesso de N no sistema ou mesmo a falta para a nutrição eficiente da cultura (Figura 3.1). No caso de superestimativa da dose ou falta de sincronização entre a mineralização e a demanda de N pela cultura, quantidades excessivas de NO_3^- presentes na solução do solo podem lixiviar no perfil do solo ou desnitrificar, contaminando águas subterrâneas ou causando a emissão de óxido nitroso (N_2O), respectivamente (Yoshida et al., 2018). O BS geralmente é também rico em fósforo (P), o que o torna excelente opção para a reciclagem e manutenção desse nutriente no solo, haja vista os níveis disponíveis geralmente insuficientes, notadamente em solos ácidos, que abrangem grande parte do território nacional (Alovisi et al., 2020).

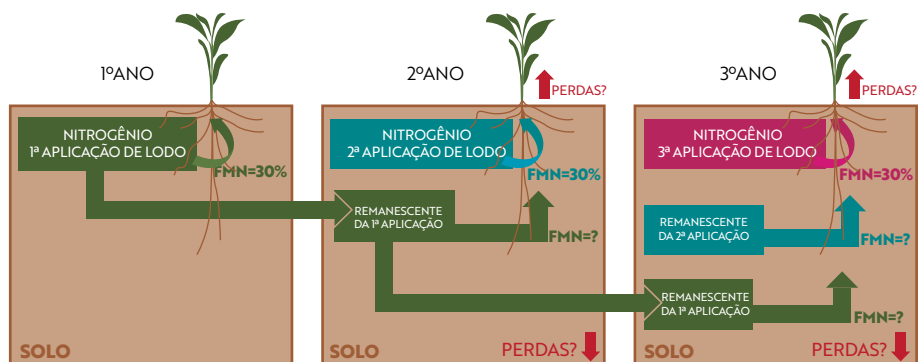


Figura 3.1. Representação do possível excesso de nitrogênio inorgânico em função da mineralização de N proveniente de 3 aplicações consecutivas de lodo de esgoto. O valor de FMN adotado para cada nova adição do resíduo foi de 30%, assumindo-se que esta porcentagem atende a demanda da cultura. Não foram estabelecidos valores de FMN para o lodo remanescente de aplicações anteriores, bem como estimativas de perdas via emissão atmosférica ou lixiviação.

Fonte: Pires; Andrade (2014).

A seguir, serão descritos uma série de resultados dos experimentos envolvendo a aplicação de BS, desenvolvidos na Embrapa Meio Ambiente ou com participação de pesquisadores da Unidade. Os primeiros trabalhos descrevem o uso de BSs provenientes da estação de tratamento de esgoto (ETE) de Barueri (LB), que recebe BS doméstico e industrial, e da ETE de Franca (LF), que recebe somente BS doméstico.

A época do ano é um importante fator a ser considerado na determinação da dose de BS a ser recomendada para determinada cultura. Isto foi demonstrado por Vieira e Cardoso (2003), que avaliaram os teores de N em área cultivada com milho, no período da seca e das águas, após a aplicação de doses crescentes do LB no solo (Tabela 3.1). O BS foi aplicado pela primeira vez em abril de 1999, no período da seca e, posteriormente, em dezembro de 1999, no período das águas. Na primeira avaliação verificou-se que as quantidades de N mineral no solo foram bem superiores em todos os tratamentos com o LB, em relação ao tratamento com fertilização mineral (Tabela 3.1). Para a época das águas, diferenças em relação à fertilização mineral somente foram consistentes em relação às duas maiores doses de lodo de esgoto (Tabela 3.2). Em face destes resultados, pode-se pressupor que, no período da seca, o solo ainda apresentava um teor de umidade suficiente para que o processo de mineralização do N orgânico ocorresse, mas insuficiente para causar grandes perdas desse elemento, principalmente por lixiviação. Por outro lado, no período das águas, as baixas concentrações de N mineral encontradas em todos os períodos de avaliação demonstram possíveis perdas desse elemento para o ambiente.

Tabela 3.1. Teores de N mineral em solo cultivado com milho que recebeu doses de biossólido (lodo de esgoto da ETE de Barueri – LB) no período da seca.

Tratamentos	Dias após a emergência							
	10	24	45	66	87	108	129	150
FNM	19,33	5,33	4,67	10,33	9,33	11,67	5,33	4,34
L1B	58,00 a	21,00 a	39,33 a	26,33 a	15	13	11	22,67 a
L2B	87,33 a	44,00 a	53,67 a	58,67 a	34,33 a	33,00 a	21,67 a	16,42 a
L4B	141,33 a	81,67 a	99,33 a	112,00 a	67,33 a	69,00 a	75,00 a	104,67 a
L8B	324,33 a	133,00 a	179,67 a	213,67 a	99,00 a	170,67 a	203,33 a	204,35 a

FNM, fertilização nitrogenada mineral; L1B, dose de lodo calculada para fornecer à cultura a mesma quantidade de N do tratamento FNM; L2B, L4B, L8B; 2, 4 e 8 vezes a quantidade de lodo do tratamento L1B. Médias seguidas pela mesma letra a, em cada época, diferem significativamente da média do tratamento FNM (Teste de Dunnett, $p \leq 0,05$).

Fonte: Vieira; Silva (2003).

Tabela 3.2. Teores de N mineral em solo cultivado com milho que recebeu doses de biossólido (lodo de esgoto da ETE de Barueri – LB) no período das águas.

Tratamentos	Dias após a emergência					
	18	60	81	102	123	144
FNM	5,62	4,33	14	8,01	8,01	5,34
L1B	3,97	2,67	12	8,34	7,01	7,01
L2B	13,2	2,34	17,34	8,34	14,34	14,00 a
L4B	24,38 a	5,67	20	12,34	18,67 a	15,67 a
L8B	47,36 a	9,01	41,34 a	15,67	30,00 a	35,34 a

FNM, fertilização nitrogenada mineral; L1B, dose de lodo calculada para fornecer à cultura a mesma quantidade de N do tratamento FQ; L2B, L4B, L8B; 2, 4 e 8 vezes a quantidade de lodo do tratamento L1B. Médias seguidas pela mesma letra a, em cada época, diferem significativamente da média do tratamento FNM (Teste de Dunnett, $p \leq 0,05$).

Fonte: Vieira; Silva (2003).

As frequências anuais de aplicações e os efeitos residuais de nutrientes presentes no LE são, também, fatores que devem ser considerados no cálculo da dose a ser recomendada, uma vez que o N orgânico não mineralizado no ciclo anterior da cultura pode tornar-se disponível para o próximo cultivo. Vieira et al. (2014) avaliaram o efeito residual de sucessivas aplicações de LE com relação ao N e ao P disponível. Neste experimento, foram utilizados o LB e o LF em duas doses (Tabela 3.2). O LB foi aplicado do ano de 1999 até 2003. A aplicação do LF foi feita desde 1999, com ausência de aplicação nos anos agrícolas 2004/2005 e 2005/2006. Nos anos agrícolas de

2006/2007 e 2007/2008, esse BS foi novamente aplicado. As avaliações foram feitas no ano agrícola de 2007/2008.

Tabela 3.3. Teores de N mineral no solo a 0 – 10 cm de profundidade nos tratamentos com dois tipos de biossólido (lodo de esgoto de Barueri – LB; e lodo de esgoto de Franca – LF) e épocas de avaliação no ano agrícola 2007/2008.

Tratamentos	Antes da aplicação	Dias após a aplicação do lodo					
		5	10	13	18	34	56
Controle	31,8 a	33,8 cd	73,3 c	42,0 bc	34,0 d	36,6 bc	38,1 bc
FQ	30,3 a	33,1 cd	69,9 c	38,7 c	34,8 d	35,9 bc	24,1 e
L1B	31,0 a	33,2 cd	64,3 c	44,1 bc	45,7 bcd	36,5 bc	32,0 cde
L2B	36,5 a	34,4 cd	81,5 bc	36,1 c	32,9 d	38,4 abc	33,3 cde
L1F	29,9 a	45,3 bc	127,6 b	53,6 b	56,1 b	54,7a	42,7 ab
L2F	33,3 a	100,9 a	184,6 a	86,0 a	106,0 a	41,3 abc	50,4 a

Controle, tratamento sem LE e sem fertilização mineral; FNM, fertilização nitrogenada mineral; L1B e L1F, dose de lodo calculada para suprir a necessidade em N da cultura N; 2LB e 2LF, duas vezes a dose de N para suprir a necessidade da cultura. Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas em cada coluna não diferem significativamente entre si (teste LSD, $p \leq 0,05$).

Fonte: Vieira et al. (2014).

Anteriormente à aplicação do LF e da semeadura do milho, foi feita a primeira coleta de solo para determinação dos teores de N mineral no solo sob os diferentes tratamentos. Nenhum efeito residual relativo a esse elemento foi observado para os dois LEs nas duas doses (Tabela 3.3). Estes resultados se repetiram para o LB em todas as avaliações, sugerindo que o solo apresentava alta capacidade de suprir esse elemento, conforme demonstrado pelos teores de N nos tratamentos controle e com fertilização mineral. Tal fato sugere a necessidade de também avaliar o potencial de mineralização do N orgânico original do solo na definição da dose de LE a ser recomendada. Por outro lado, maiores concentrações de N no solo foram obtidas após a aplicação do LF, relativas às médias dos tratamentos controle e fertilização nitrogenada mineral, em todos os períodos de avaliação. Considerando que no início do ciclo da cultura o requerimento de N pela planta é baixo, há maior risco de perda de N no ambiente.

Ainda nesse experimento, as maiores produtividades do milho (dados não apresentados) foram observadas nos tratamentos com as doses do LB em relação ao tratamento controle, o que indica um efeito além do N disponibilizado. Esse efeito foi atribuído à disponibilização de P pelo LB (Tabela 3.4), ressaltando a necessidade de considerar o impacto da aplicação do lodo sobre outros nutrientes e atributos do solo, o que pode ser monitorado por meio de avaliações frequentes da fertilidade do solo.

Tabela 3.4. Teores de P disponível⁽¹⁾ no solo quantificado no ano agrícola 2007/2008 em área cultivada com milho, antes de uma nova suplementação do solo com lodo de esgoto.

Controle	FQ	L1F	L2F	L1B	L2B
07/ago	07/ago	07/ago	07/ago	07/ago	07/ago
P disponível (mg kg ⁻¹)					
3,0 c	16,0 b	20,0 b	39,3 a	22,0 b	49,3 a

1. Extração por Mehlich 1. Controle, tratamento sem LE e sem fertilização mineral; FNM, fertilização nitrogenada mineral; L1B e L1F, dose de lodo calculada para suprir a necessidade em N da cultura N; L2B e L2F, duas vezes a dose de N para suprir a necessidade da cultura. Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem significativamente entre si. (Teste LSD, $p \leq 0,05$).
Fonte: Vieira et al. (2014).

O efeito residual para o P em função de sucessivas aplicações de biossólido no solo também foi demonstrado por Vieira e Pazianotto (2016). As doses do LF utilizadas foram calculadas tomando-se como base a FM do N orgânico e a recomendação de N para a cultura (Figura 3.2). O LF foi aplicado desde 1999, sendo a última aplicação realizada no ano agrícola de 2003/2004. As avaliações foram realizadas em 2006, antes da semeadura do milho na safra de verão. A quantidade de P disponível no solo que recebeu a menor dose de BS evidenciou alto componente residual desse elemento, sem exceder as quantidades obtidas pela fertilização mineral. As altas concentrações nos demais tratamentos com os biossólidos demonstram o alto potencial do lodo em melhorar a capacidade do solo em fornecer fósforo.

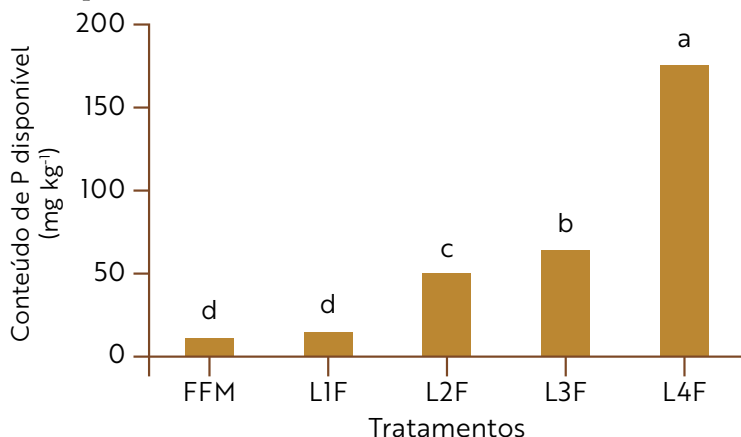


Figura 3.2. Teor de fósforo disponível em função da aplicação adubação mineral e orgânica via biossólido. FFM, fertilização fosfatada mineral; L1F, quantidade de lodo calculada em função da necessidade da planta em N e da FM do lodo; L2F, L3F, L4F, 2, 4 e 8 vezes a dose L1F. Médias seguidas por letras diferentes diferem significativamente entre si (Teste LSD, $p \leq 0,05$).

Fonte: Vieira; Pazianotto (2016).

O potencial em fornecer nutrientes para culturas e melhorar as características do solo também é evidenciado por outros autores. Martins et al. (2015), por exemplo, avaliaram o efeito da aplicação de BS no estado nutricional de cafeeiros comerciais já em produção há dois anos. Os autores observaram que os níveis para os atributos do solo (exceto o enxofre) e também para os nutrientes nas folhas estavam de acordo com os valores obtidos normalmente para as plantas de café. Em dois experimentos de longa duração com doses anuais de bioossólido para o cultivo de milho, Pires et al. (2015) avaliaram a aplicação da dose recomendada correspondente ao fornecimento de 120 kg ha⁻¹ de N, e 2, 4 e 8 vezes essa dose em área localizada em Jaguariúna, SP; e 120 e 240 kg ha⁻¹ de N via aplicação de bioossólido (1 e 2 vezes a dose recomendada, respectivamente) em área localizada em Campinas, SP. Pires et al. (2015) observaram que a absorção de N pelas plantas foi influenciada pela dose de BS aplicado, sendo que no experimento em Campinas (Figura 3.3A) a dose de N via BS disponibilizou o dobro do nutriente para as plantas, em relação à adubação mineral. No experimento em Jaguariúna (Figura 3.3B), os autores observaram absorção de N de até 6 vezes a dose recomendada, ilustrado pela equação quadrática ajustada aos dados. Segundo Pires et al. (2015), a principal vantagem é o efeito residual do bioossólido, que é mais eficiente em fornecer N para as culturas ao longo do tempo em relação à adubação mineral.

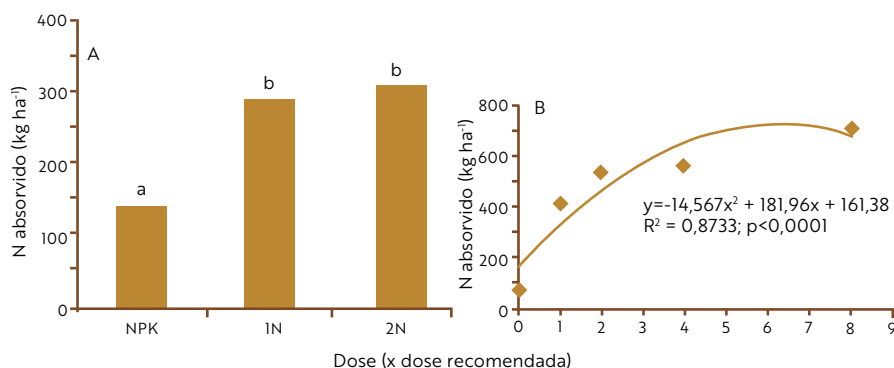


Figura 3.3. Nitrogênio absorvido por plantas de milho (*Zea mays*) em função da aplicação de doses de lodo de esgoto nos experimentos realizados no Instituto Agronômico (A) e na Embrapa Meio Ambiente (B).

Fonte: Adaptado de Pires et al. (2015).

O efeito do teor de matéria orgânica na melhoria estrutural e química do solo foi avaliado por Guimarães et al. (2022), cujo estudo investigou, durante oito meses, o efeito de bioossólido, composto orgânico e adubação mineral na recuperação química de amostras de Latossolo, Cambissolo e estéril de mina, representativos de área de mineração em Minas Gerais. As coletas realizadas pelos autores após a aplicação dos tratamentos ilustraram a capacidade do BS no incremento de matéria orgânica,

N total, P e K disponíveis e cálcio (Ca) trocável. O incremento de carbono (C) e N no solo após aplicação de BS também foi avaliado por Carvalho (2015), cuja pesquisa comparou a dose de lodo (N), equivalente a 80 e 120 kg ha⁻¹ de N recomendada para a cultura do milho, o dobro dessa dose (2N), e a adubação mineral tradicional (AM). A autora observou que o incremento ocorreu principalmente até a camada de 0,20 m (Figura 3.4), cuja diferença para o C se mostrou mais intensa em relação ao N. Carvalho (2015) ainda destaca que, para a dose recomendada para a cultura do milho, não houve diferença entre a fonte mineral e o BS no fornecimento de N. Além disso, o incremento de matéria orgânica proporcionado pelo BS foi verificado para as frações mais humificadas, segundo Carvalho (2015), cujo carbono tende a se concentrar na fração humina, permanecendo mais estabilizado no solo.

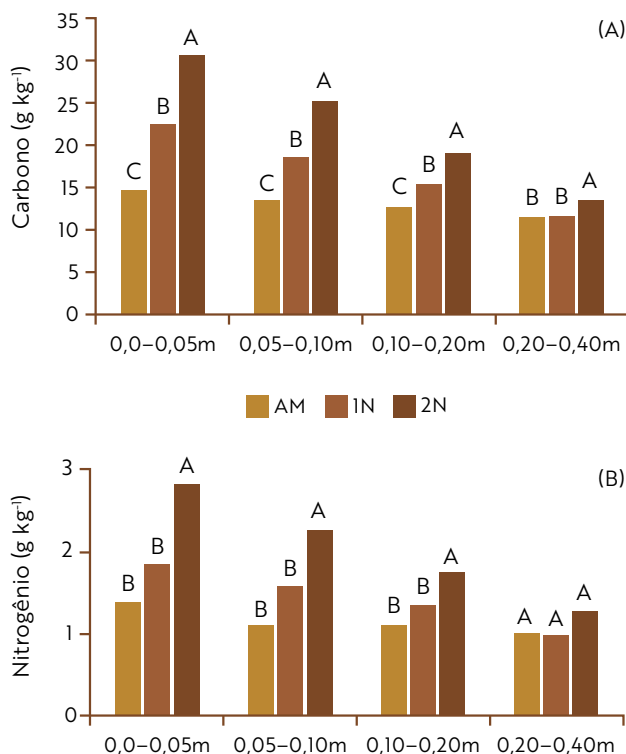


Figura 3.4. Teores totais de carbono (A) e de nitrogênio (B) no solo até 0,40 m de profundidade em função da aplicação de adubo mineral (AM) e lodo de esgoto (1N e 2N) em Latossolo Vermelho eutroférrico, Campinas, SP.

Fonte: Adaptado de Carvalho (2015).

A adição de BS visando o incremento de matéria orgânica e estoque de carbono no solo norteou diversos estudos, que avaliaram não só os benefícios ao sistema solo-planta, mas também os potenciais impactos ao ambiente em função de suas características. A matéria orgânica aplicada via BS pode contribuir para o estoque de carbono no solo, auxiliando na mitigação do efeito estufa. No entanto, devido às elevadas concentrações de C e N, o manejo agrícola do BS pode estimular a emissão de dióxido de carbono (CO_2) e também de óxido nitroso (N_2O), cujo potencial de aquecimento global é 298 vezes maior do que o do CO_2 , transformando a condição do solo de dreno para emissor de gases de efeito estufa (GEE) (Grutmacher, 2016). Os estoques e emissões de C e N após a aplicação de biossólido no solo foram investigados por Pitombo (2011), cujo estudo comparou a dose recomendada para a cultura do milho ($10 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em base seca), o dobro dessa dose, e a fonte mineral de N (controle) que visava fornecer $120 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. O autor observou incremento para ambos os estoques de C e N após a aplicação de BS em relação ao controle, com aumentos de 70 e 41% para C, e 69 e 42% para N, para as camadas de 0–20 e 20–40 respectivamente. Com relação às emissões, Pitombo (2011) verificou que os valores foram variáveis em função da condição de umidade, e dessa forma ponderou as emissões pelo período úmido e seco em função da precipitação (Tabela 3.5). Como resultado, Pitombo (2011) descreve que as emissões de CO_2 e N_2O foram semelhantes às encontradas para florestas de condição úmida e para o metano (CH_4), o solo se tornou um dreno nas condições avaliadas, independente do tratamento.

Tabela 3.5. Fluxo ponderado de CO_2 , N_2O e CH_4 nos tratamentos com adubação mineral, dose recomendada de lodo e o dobro da dose recomendada.

Tratamento	Fluxo ponderado	
	$\text{t C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$	$\text{t eqCO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$
CO_2		
Controle	4,88	17,9
1L	7,3	26,78
2L	8,67	31,78
N_2O		
Controle	0,15	68,54
1L	0,37	172,84
2L	0,83	390,28
NH_4		
Controle	-0,86	-28,75
1L	-0,69	-23
2L	-0,36	-12

Controle = Adubação mineral de N; 1L = dose recomendada; 2L = dobro da dose recomendada.

Fonte: Adaptado de Pitombo (2011).

O monitoramento da emissão de GEE em duas áreas experimentais após a aplicação de BS foi estudada por Grutmacher (2016), cujo trabalho avaliou as emissões residuais em áreas sem aplicação de BS por um período (5 anos em Campinas e 3 anos em Jaguariúna) e também após a aplicação recente. A autora comparou os tratamentos com aplicação de BS com a adubação mineral, sendo ambos como fonte de N para a cultura do milho, cujas doses avaliadas são as mesmas descritas por Pires et al. (2015), apresentado anteriormente. Grutmacher (2016) observou que as maiores emissões de CO_2 e N_2O devido ao uso de BS são observadas para as aplicações recentes, e tendem a se igualar à fonte mineral ao longo do tempo, enquanto para o CH_4 houve o consumo no solo. Os principais picos de emissão ocorrem após período de chuva que, segundo a autora, é fator preponderante para a emissão de GEE. Grutmacher (2016) ainda calculou o fator de emissão para o N_2O , com valores variando entre 1,19% para Campinas e 1,5% para Jaguariúna, acima do valor considerado default pelo IPCC (1%), embora apresente grande incerteza (0,3 – 3,0%). Os resultados observados pela autora indicaram que o N_2O proporcionou maior potencial de aquecimento global, respondendo por cerca de 99%. Dessa forma, Grutmacher (2016) recomenda a utilização de BS com características de maior estabilidade, que permitam maior acúmulo de C e N no solo para compensar as emissões. Esse fato foi observado por Krahembuhl (2021), que ao comparar diversas formas para disposição final do BS, verificou que o uso agrícola do BS compostado resultou em maior estabilização de C no solo, resultando em menor emissão.

Além das emissões de GEE, a concentração de metais presentes no lodo que podem ser disponibilizados para o ambiente também é foco de pesquisas e monitoramento. Esse tópico é particularmente importante para solos de clima tropical, cujas características possibilitam maior lixiviação de íons e, consequentemente, a contaminação de águas subterrâneas. Borba et al. (2018), por exemplo, avaliaram o conteúdo de metais na solução de um solo que recebeu BS durante 10 anos (2003–2013) e verificaram que os teores de cádmio (Cd) e de chumbo (Pb) estavam acima do limite de potabilidade durante todo o monitoramento. Por outro lado, Ribeirinho (2015), ao avaliar a mesma área, verificou que os teores semi-totais encontrados no solo não ultrapassaram os limites estabelecidos pela legislação, o que pode ser explicado pela proteção da matéria orgânica através dos macroagregados (Domingues, 2013). Borba et al. (2018) ainda destacam que, durante a aplicação de BS, a matéria orgânica adicionada é responsável pelo aumento da densidade de cargas negativas no solo e, consequentemente, o aumento da retenção de metais.

Baseando-se em todos esses benefícios supracitados relacionados à matéria orgânica proveniente dos BS, esses materiais também têm sido misturados a fontes minerais para a produção de fertilizantes organominerais, cujo princípio é aproveitar o conteúdo de matéria orgânica e obter um produto eficientemente competitivo

e com valor agregado. Rodrigues et al. (2021) avaliaram a aplicação de três formas físicas (pó, grânulo e pellet) de fertilizante organomineral produzido a partir de BS e fontes inorgânicas em comparação com a adubação mineral tradicional no desenvolvimento da soja em dois solos distintos. Os autores indicam que as formas físicas do fertilizante organomineral foram equivalentes em relação aos resultados para os atributos avaliados, e foram eficientes em promover acúmulo de nutrientes nas plantas, bem como o aumento no número de nodulações e vagens da soja. As características químicas e físicas da cana-de-açúcar fertilizada com organomineral à base de BS foram investigadas por Gonçalves et al. (2021), cujos resultados ilustraram equivalência entre a fertilização por organomineral e tradicional mineral tanto para os atributos de produtividade (peso de colmos ha^{-1} , produtividade da cana-de-açúcar, quantidade de açúcar ha^{-1}), quanto para as propriedades físico-químicas do caldo de cana (Pol, Brix, Pureza e Fibras).

Baseado em Kominko et al. (2021), as principais desvantagens da produção de fertilizantes organominerais a partir de biossólidos são a composição variável dos biossólidos, a presença potencial de contaminantes, falta de incentivos e de confiança pelos consumidores. Por outro lado, os autores elencam como vantagens a reciclagem de nutrientes e matéria orgânica, redução da utilização das fontes minerais comerciais, produto com valor agregado e os princípios alinhados com a economia circular.

Esses resultados aqui apresentados ilustram os potenciais impactos associados ao uso agrícola dos biossólidos, cujas características influenciam os atributos químicos e físicos do solo, além da produtividade das culturas. Os resultados são observados para uma gama de condições diferentes, seja para solos de texturas contrastantes, ou mesmo sob climas distintos. Além disso, a adição de biossólidos ao solo agrícola pode contribuir para a redução dos custos com adubação mineral e para a sustentabilidade do sistema agrícola.

BIOSSÓLIDOS E ATIVIDADE DE MICRORGANISMOS DO SOLO

A avaliação de indicadores microbiológicos em solos suplementados com BS pode ser utilizada para monitorar o impacto ambiental desse resíduo, uma vez que os microrganismos são essenciais para a ciclagem de nutrientes. Vieira e Pazianotto (2016) avaliaram alguns parâmetros microbiológicos em área cultivada com milho, que havia recebido várias doses anuais do LF. A frequência de aplicação e os tratamentos foram os mesmos descritos no item anterior por esses mesmos autores. Os parâmetros avaliados foram a respiração basal (RB), o N imobilizado pela biomassa microbiana (N_{mic}), o C da biomassa microbiana (C_{mic}) e a hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA). A RB e o FDA referem-se, respectivamente, à mineralização do C orgânico do solo e à atividade total dos microrganismos. A RB, a hidrólise do FDA

e o N_{mic} aumentaram com as doses crescentes de LE (Tabela 3.6). Este tipo de resposta pode estar associado aos maiores teores de C orgânico no solo, obtidos em decorrência de aplicações sucessivas do LE. Substratos carbonáceos são essenciais para o metabolismo energético da microbiota heterotrófica do solo. A ausência de resposta do C_{mic} entre os tratamentos sugere que mudanças na estrutura e na composição dos microrganismos pode ter ocorrido em função das diferentes doses do LE. Esta hipótese não foi avaliada no presente estudo. Contrários a esses resultados, Vieira e Silva (2003) relataram que a atividade dos microrganismos diminuiu com o aumento das doses do LB, conforme foi demonstrado pelo decréscimo na atividade da desidrogenase (dados não apresentados), que é uma enzima presente apenas nas células viáveis. É importante salientar que, no estudo de Vieira e Pazianotto (2016), o montante de aplicação do LF foi bem maior que a quantidade utilizada com o LB, além de possuírem atributos químicos diferentes. Trabalhos futuros deveriam considerar tais características para melhor entendimento do efeito da aplicação de LE ao solo sobre a atividade dos microrganismos.

Tabela 3.6. Carbono da biomassa microbiana (C_{mic}), nitrogênio da biomassa microbiana (N_{mic}), respiração basal (RB), atividade de hidrólise do FDA e percentagem de C orgânico em solo suplementado com doses crescentes de lodo.

Tratamentos	C_{mic}	N_{mic}	RB	FDA	C orgânico
	—mg kg ⁻¹ —		μg C-CO ₂ g ⁻¹ dia ⁻¹	μg fluoresceína g ⁻¹ h ⁻¹	%
FQ	227 b	19,33 b	7,40 c	7,66 bc	2,84 cd
L1F	313 ab	19,93 b	8,81 bc	7,26 c	2,71 d
L2F	309 ab	28,52 a	9,02 bc	8,98 ab	2,94 c
L3F	325 ab	29,21 a	10,57 ab	9,24 a	3,15 b
L4F	308 a	25,35 ab	15,05 a	10,30 a	3,82 a

Para abreviações ver Figura 3.1 Médias seguidas pelas mesmas letras na coluna não diferem significativamente (Teste LSD, $p \leq 0,05$).

Fonte: Vieira; Pazianotto (2016)

Em decorrência da ausência de resultados consistentes que permitam a recomendação inequívoca de inoculação do feijoeiro com rizóbios, em substituição aos fertilizantes nitrogenados, são requeridas formas alternativas que aumentem a fixação biológica de N_2 (FBN) por esta leguminosa são requeridos. Uma possível estratégia para potencializar a FBN no feijoeiro, seria aumentar a atividade dos rizóbios nativos, uma

vez que os solos brasileiros apresentam elevada população desses microrganismos. Esta pressuposição foi confirmada por Vieira et al. (2005), em experimento de casa de vegetação. Os tratamentos utilizados estão descritos na Tabela 3.7. Os resultados relativos aos tratamentos L1B, L2B e IN, com respeito aos números de nódulos, às massas de nódulos secos e às atividades da nitrogenase, demonstram que as estirpes nativas de rizóbio podem ser tão eficientes quanto as estirpes selecionadas quando condições adequadas de expressão do seu alto potencial de fixação de N_2 são fornecidas

Tabela 3.7. Número de nódulos, massa dos nódulos secos e atividade de redução do acetileno em plantas de feijão cultivadas em solo submetido a diferentes tratamentos com lodo de esgoto. Avaliação feita aos 46 dias após a emergência.

Tratamentos	Nódulos	Massa de nódulos	Atividade redução acetileno
	Número vaso ⁻¹	mg vaso ⁻¹	$\mu\text{g C}_2\text{H}_2 \text{ h}^{-1} \text{ vaso}^{-1}$
FQ	134,66 bc	169,67 b	10,36 bc
L1B	390,00 a	390,47 a	37,80 a
L2B	237,67 b	394,03 a	37,72 a
L3B	18,67 d	24,73 c	4,76 c
IN	487,33 a	307,17 ab	24,42 ab

FQ, fertilização química; L1B, dose de lodo calculada para fornecer a metade do N requerido pela cultura; L2B e L3B, dose de lodo calculada para fornecer a quantidade recomendada de N mineral e duas vezes esta quantidade; IN, plantas inoculadas com estirpes de rizóbio recomendadas e fertilização química, exceto a nitrogenada.

Médias seguidas pelas mesmas letras na coluna não diferem significativamente entre si (Teste de Duncan, $p \leq 0,05$).

Fonte: Vieira et al. (2005)

Leguminosas que dependem da FBN para a aquisição de N apresentam maior requerimento em P do que plantas que recebem adubação com N mineral, em função da grande demanda energética envolvida na simbiose, na qual aquele elemento tem papel preponderante. Vieira (2001) e Vieira et al. (2004) avaliaram o efeito da aplicação do LB, como fonte de P, no processo simbiótico na cultura da soja e em sua produtividade. Os experimentos foram conduzidos em duas etapas: uma sob condição de casa-de-vegetação, e outra, a campo. Em casa-de-vegetação, oito tratamentos foram impostos, conforme descrito na Tabela 3.8. O experimento a campo foi constituído por cinco tratamentos (Tabela 3.9). No ensaio conduzido em casa-de-vegetação, verificou-se que aplicações do LB, em baixas doses, como fonte de P, estimularam o crescimento da cultura, sem prejuízo para o processo simbiótico (Tabela 3.8).

Tabela 3.8. Peso da parte aérea seca (PPAS), peso das vagens (PVS), número de nódulos (NN), peso dos nódulos secos (PNS) e atividade da nitrogenase em soja cultivada com diferentes doses de lodo de esgoto, em experimento de casa de vegetação.¹

Tratamentos	PPAS	PVS	NN		PNS		AN
	g vaso ⁻¹	g vaso ⁻¹	g vaso ⁻¹		g vaso ⁻¹		µmoles C ₂ H ₄ hr ⁻¹ vaso ⁻¹
			49 DAE	63 DAE	49 DAE	63 DAE	
FQ	17,17 b	1,47 d	-	-	-	-	-
IN – P	8,89 c	1,51 d	48,00 aB	122,67 bA	0,23 bB	0,51 cA	-
IN + P	17,36 b	3,35 a	82,50 aB	177,00 aA	0,57 aB	1,13 aA	-
IN + LiB	17,33 b	3,16 ab	51,75 aB	142,75 abA	0,39 abB	0,85 bA	-
IN + L2B	20,03 a	3,68 a	60,50 aB	175,75 aA	0,38 abB	0,87 bA	-
SIN + LiB	17,41 b	2,62 bc	-	-	-	-	-
SIN + L2B	18,59 ab	2,12 cd	-	-	-	-	-

FQ, fertilização química; IN-P, inoculação sem adição de fertilizante fosfatado (FP); IN+P, inoculação + dose recomendada de FP; IN+LiB, inoculação + lodo de esgoto em dose calculada segundo a necessidade da planta em P; IN+L2B, inoculação + duas vezes a dose LiB; SIN+LiB, sem inoculação + dose LiB; SIN+L2B, sem inoculação + dose L2B. – ausência de nódulos. PPAS, peso da parte aérea seca; PVS, peso das vagens secas; NN, número de nódulos; PNS, peso dos nódulos secos; AN, atividade da nitrogenase. Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna, ou maiúscula na linha dentro das variáveis NN e PNS, não diferem significativamente entre si (Teste de Duncan, $p \leq 0,05$).

Esses resultados foram confirmados em experimento a campo onde as doses de BS foram também calculadas em função da recomendação de P para a cultura. As sementes de soja foram inoculadas conforme recomendação. O experimento foi conduzido em dois anos agrícolas, ou seja, 2000/2001 e 2001/2002, e o BS foi aplicado somente no primeiro ano. As produtividades da soja em função dos tratamentos são mostradas na Tabela 3.9. Verifica-se que o efeito da aplicação do LB prolongou-se até o segundo ano de cultivo, demonstrando seu efeito residual em relação ao P. A baixa produtividade no ano agrícola 2000/2001 pode ser decorrente do período de estiagem que ocorreu após a semeadura da soja.

Tabela 3.9. Produtividade de grãos de soja (kg ha⁻¹) em solo submetido a diferentes doses de LB, em experimento a campo.

Tratamentos	Ano agrícola	
	2000/2001	2001/2002
Testemunha (T)	1498 d	2685 b
FQ	1877 ab	2967 ab
IN + Lo	1554 cd	2629 b
IN + L1B	1623 bcd	2773 ab
IN + L2B	2079 a	3099 a
IN + L3B	2002 a	3118 a
I + FQ	1814 abc	3048 a

T, sem fertilização química ou lodo; FQ, fertilização química completa; IN+Lo, inoculação sem aplicação de lodo; IN+L1B, inoculação mais dose 1 de lodo; IN+L2B, inoculação mais dose 2 de lodo; IN+L3B, inoculação mais dose 3 de lodo; IN+AQ, inoculação mais fertilização química, exceto a nitrogenada.

BIOCARVÃO

O biocarvão (*biochar* em inglês) é um material sólido, rico em carbono (C), obtido a partir da conversão termoquímica de biomassa(s) em ambiente com concentração limitada de oxigênio (Lehmann; Joseph 2009; International Biochar Initiative, 2015). Esse material pode ser usado diretamente na agricultura, principalmente no solo, ou ser usado na composição de outros insumos, como adsorventes e fertilizantes, com amplo potencial de uso agrícola no condicionamento do solo, remediação de ambientes contaminados e mitigação de gases de efeito estufa (GEE) (International Biochar Initiative, 2015).

O interesse pela obtenção e uso do biocarvão (BC) para fins agrícolas e ambientais evoluiu a partir de estudos sobre a Terra Preta de Índio (TPI). As TPIs são solos antropogênicos de alta fertilidade da região amazônica e, de forma geral, são caracterizados pela coloração escura, presença de material arqueológico (fragmentos cerâmicos e artefatos líticos), altas concentrações de matéria orgânica do solo (MOS) e nutrientes (P, Ca, Mg, Zn, etc.), em função da deposição de material orgânico decomposto, cinzas e principalmente carvão (Falcão et al., 2009; Kernet et al., 2009).

A produção de BC pode ser alternativa para a reciclagem de grandes quantidades de resíduos agrícolas e biomassas diversas (Abdelhafez et al., 2014), diminuindo a contaminação associada ao descarte para o ambiente (Ahmad et al., 2014). A conversão de biomassa residual em BC por meio da pirólise também promove a eliminação de patógenos (Ahmad et al., 2014), além da remoção de antibióticos e imobilização de metais pesados (Tian et al., 2019).

A pirólise é uma tecnologia alternativa que é custo-efetiva e limpa, sendo possível reciclar materiais e reduzir os resíduos sólidos (Tian et al., 2014). Durante esse processo são produzidas três fases: gasosa (CO₂, H₂O, CO, dentre outros) – biogás; sólida – bio-

carvão; e líquida (alcatrões, hidrocarbonetos mais pesados e água) – bio-óleo (Basu, 2013). Os gases gerados durante o processo podem ser capturados e condensados (em bio-óleo e gás de síntese), e utilizados como fonte de energia renovável (Ahmad et al., 2014; Verde e Chiaramonti, 2021). A planta de pirólise, se acoplada à fonte geradora de resíduo, e, possivelmente, próxima a áreas de agricultura passíveis de recebimento e/ou consumo desse material, reduz os custos de transporte, simplifica a logística e favorece de forma racional a implementação da produção e uso do BC. Ademais, a energia produzida pela pirólise ainda pode ser utilizada em outros processos *in situ*.

As características do BC variam em função das condições de pirólise (Tabela 3.1), como temperatura ($\cong 350\text{ }^{\circ}\text{C} - 850\text{ }^{\circ}\text{C}$) e tempo (pirólise rápida ou lenta), da biomassa e da granulometria da matéria-prima (Paz-Ferreiro et al., 2014). No processo de pirólise, há reações de polimerização e formação de estruturas aromáticas de C, termicamente estáveis e altamente recalcitrantes quanto à mineralização no solo (Spokas et al. 2012; Lehmann e Joseph, 2015; Lal, 2016). As estruturas aromáticas policondensadas, estabelecidas com ligações C-C, têm menores relações H/C e O/C na comparação com a biomassa original (Uchimiya et al., 2011), resultando em elevada meia-vida no ambiente, em comparação com a biomassa original (Spokas et al., 2012).

Tabela 3.10. Caracterização do biocarvão de palha de cana-de-açúcar produzido em quatro temperaturas de pirólise.

Atributo	Temperatura de pirólise ($^{\circ}\text{C}$)			
	400	500	600	700
pH _{H₂O}	8,6	9,8	9,7	10,1
CTC ($\text{mmol}_c\text{ kg}^{-1}$)	29	31	18	13
Cinza (%)	11,3	11,7	13,1	13,2
C (%)	67	71	74	73
H (%)	3,5	2,6	1,7	0,9
N (%)	1,3	1,2	1,2	1,1
O (%)	13,8	10,7	6,3	6,7
P (%)	1,1	1,2	1,1	1,1
K (%)	15	19	18	22
Ca (g kg^{-1})	6,8	7,4	9,1	9,5
Mg (g kg^{-1})	1,9	2,4	2,6	2,8

Fonte: Adaptado de Melo et al. (2013).

A taxa de mineralização do C do BC, ou seja, a quantidade de C liberada como CO_2 na decomposição aeróbica de seu conteúdo, é reduzida na ordem de 70% em comparação com a biomassa original (Figura 3.1), e esse efeito é mais pronunciado quanto maior a temperatura de pirólise (Bibar, 2014). Em meta-análise sobre mineralização do C de BCs, 3% foi a taxa de mineralização média encontrada, o que

significa que 97% do C é estável após aplicação no solo, com um tempo médio de residência de 556 anos (Wang et al., 2016). Os trabalhos conduzidos na Embrapa Meio Ambiente desde 2012 indicam o uso de valor conservativo igual a 10% como o máximo para decomposição de sua carga orgânica após aplicação no solo, o que significa que 90% do C aplicado deve configurar como sequestro de C (Andrade et al., 2015; Andrade e Puga, 2023; Bibar, 2014; Grutmacher et al., 2018; Tozzi et al., 2019).

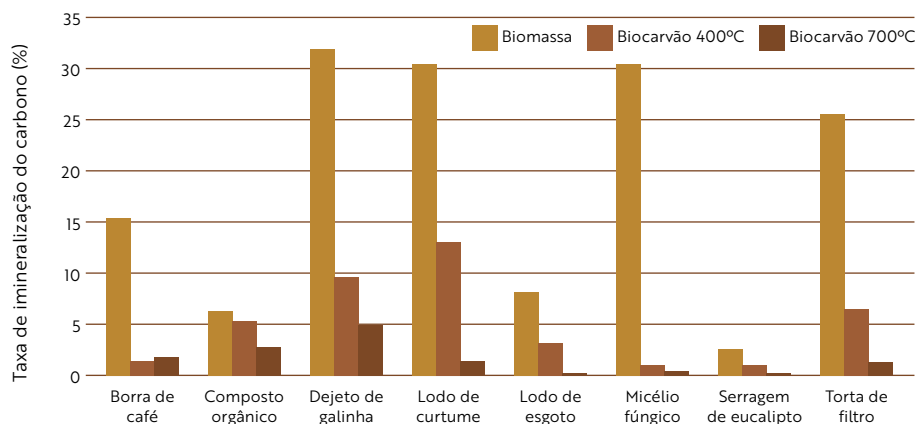


Figura 3.5. Taxas de mineralização de biomassas e biocarvões obtidos por meio de pirólise a 400 °C e 700 °C. Fonte: Adaptado de Bibar (2014).

A recalcitrância do BC é uma característica fundamental para que este seja considerado como estratégia mitigadora do aquecimento global. O próprio Painel Intergovernamental sobre Mudanças do Clima (IPCC) reconhece o biocarvão como tecnologia para sequestro de C (Calvo Buendía et al., 2019), sendo uma opção estratégica no ambiente terrestre (Minx et al., 2018).

Nesse contexto, o BC pode ser utilizado como condicionador de solo, que é definido como produto que promove a melhoria das propriedades físicas, físico-químicas ou atividade biológica do solo, podendo recuperar solos degradados ou desequilibrados nutricionalmente (Brasil, 2006). Devido aos grupos funcionais de superfície e a estrutura porosa do BC, sua aplicação ao solo afeta as propriedades químicas e físicas do solo, tais como aumento da CTC (Andrade et al., 2015; Butnan et al., 2015; Tozzi et al., 2019), aumento da retenção de água e nutrientes (Lucon, 2019; Paz-Ferreiro et al., 2014) e fertilização do solo (Sohi, 2012). Além disso, o BC adsorve metais pesados em sua superfície e reduz a concentração disponível em solo contaminado (Puga et al., 2015; Carnieret et al., 2022). Segundo Park et al. (2011) sua aplicação em alguns solos pode melhorar os parâmetros físicos, químicos e biológicos.

Os incrementos da CTC do solo, em função da aplicação de BC, ocorrem em consequência da elevação do pH e da alteração do teor de C no solo, e a intensidade deste efeito depende do solo, do tipo de BC e da dose (Andrade et al., 2015; Domingues et al. 2020). Andrade et al. (2015) constataram, em experimento em laboratório, elevação da CTC efetiva de um Latossolo Vermelho-Amarelo com aplicação de doses de BC de cama de frango (pirólise lenta a 400 °C). O aumento observado foi de 5, 11, 21 e 42% para doses correspondentes a 4,7; 9,3; 18,6 e 37,2 t ha⁻¹ de BC, respectivamente. O próprio envelhecimento do biocarvão no solo resulta num adicional de CTC com o tempo, pois há oxidação de grupos funcionais de superfície e formação de compostos fenólicos, carboxílicos, carbonílico, quinonas, fenólicos e grupos funcionais hidroxila (Paz-Ferreiro et al., 2014).

Para avaliação do envelhecimento do BC e o efeito na CTC em estudo em laboratório durante 360 dias, Tozzi et al. (2019) variaram fatores abióticos (umidade e temperatura) bem como a presença e ausência de solo e observaram que apenas o fator tempo se destacou. Os autores observaram aumento de 100 mmol_c kg⁻¹ em um ano, o que representou aumento de 50% nas cargas superficiais, devido ao processo de envelhecimento do BC pela formação de grupamentos superficiais (carboxílico, fenólico e carbonílico), e, provavelmente esse efeito será em longo prazo e contínuo em função do C estável do BC.

Em função de sua natureza porosa, em consequência das estruturas celulares da biomassa de origem e do próprio processo de pirólise, o BC tem potencial para modificar a CRA do solo. Muitos estudos nos quais o BC afetou a produtividade das culturas citaram a retenção de água como um fator chave nos resultados, sendo que essa modificação da estrutura física do solo pode resultar, concomitantemente, em aumento dos nutrientes na solução do solo (Sohi et al., 2010).

Apesar da retenção de água no solo ser passível de ser aumentada pelo uso do BC, geralmente esse efeito é verificado apenas com aplicação de doses altas (≥ 15 t ha⁻¹), e a resposta a esta prática é frequentemente menor em solos argilosos (Blanco-Canqui, 2017).

Em extensa revisão bibliográfica, Blanco-Canqui (2017) observou que 90% dos estudos concluíram que o BC é capaz de aumentar a retenção de água no solo, e em 72% dos casos revisados (n = 20) houve aumento de água disponível para as plantas, variando entre 4 e 130%. Os argumentos para esse efeito são o aumento da área superficial específica (ASE) e da porosidade do BC.

Há, ainda, evidências de que a aplicação de BC no solo pode reduzir a severidade de doenças foliares e doenças transmitidas por microrganismos de solo em várias culturas; e que as características do BC afetam sua capacidade de supressão de doenças (Jaiswal et al., 2014), como observado por Silva et al. (2020) após aplicação de biocarvão de eucalipto em tomate com murcha de *Fusarium*. Os possíveis mecanismos

pelos quais o BC pode proteger as plantas contra doenças são: i) fornecimento de nutrientes e melhoria da nutrição das plantas; ii) alterações na biomassa e comunidade microbiana do solo; iii) absorção pelo BC de toxinas produzidas por microrganismos que causam doenças no solo; e iv) indução de mecanismos de defesa sistêmicos das plantas (Graber e Elad, 2013).

Ademais, no tocante a outras aplicações do BC, há pesquisas quanto à aplicação no processo de compostagem demonstrando múltiplos benefícios, como: melhoria no desempenho da compostagem, diminuição da volatilização de amônia (NH_3), redução da emissão de metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O), diminuição da toxicidade de NH_3 para os microrganismos e aumento da retenção de N no composto (Agyarko-Mintah et al. 2017; Janczak et al. 2017; Sanchez-Monedero et al. 2018).

Um gargalo quanto ao uso do BC como condicionador, além da própria produção, é a recomendação de doses elevadas (acima de 10 t ha^{-1}) para o alcance de algum benefício agrônômico. Além disso, ressalta-se um possível entrave na aplicação pelo pequeno tamanho de suas partículas e baixa densidade, podendo haver deriva pelo vento. Essa baixa densidade e a granulometria fina também são desafios para o transporte, pois parte pode ser perdida nas estradas e o custo fica elevado pelo alto volume e pouca massa transportada.

Além da possibilidade de aplicar o BC em solo como condicionador, é possível, também, o aplicar de forma conjunta ao fertilizante mineral ou orgânico. Ao utilizar fertilizante marcado com ^{15}N , Steiner et al. (2010) verificaram que a eficiência de uso de N (EUN) foi 18% maior nas parcelas que receberam NPK e BC em comparação com as parcelas que receberam somente NPK. É possível, ainda, produzir fertilizante à base de BC com tratamento de pré ou pós-pirólise (Joseph et al. 2013; Zheng et al., 2017). Os fertilizantes produzidos à base de BC também podem apresentar eficiência aumentada (Chunxue et al, 2015; Puga et al., 2020a) ou liberação lenta (Zhou et al., 2015; Wen et al., 2017; Sharkawi et al., 2018; Puga et al., 2020b). O efeito do BC no aumento da EUN está, pelo menos parcialmente, relacionado com fenômenos de carga de superfície, o que pode também viabilizar o uso direto do BC no campo, como condicionador de solo, e a obtenção dos benefícios associados à EUN quando se utilizam fontes nitrogenadas convencionais nestas áreas. A liberação lenta e o consequente aumento na EUN quando o fertilizante nitrogenado é aplicado em conjunto com o biocarvão, ou quando a fonte mineral é formulada com o biocarvão, pode explicar a redução na emissão de um importante gás de efeito estufa (Grutzmacher et al., 2018), o N_2O , ou a menor intensidade de emissão desse gás, bem como a redução na volatilização de amônia ou atraso nesse processo (Puga et al., 2020a; 2020b).

Essas soluções são importantes, pois a aplicação exclusiva de BC geralmente não é suficiente para o fornecimento adequado de nutrientes às plantas, mesmo em doses elevadas (acima de 30 t ha^{-1}), além de inviável economicamente. Por fim, uma vanta-

gem adicional desses fertilizantes inovadores é a carga orgânica que pode impactar o ambiente edáfico de forma positiva, principalmente considerando o efeito cumulativo do BC em função da natureza recalcitrante de seus compostos de C, podendo ainda contribuir para o sequestro de C.

O BC pode ser misturado com fertilizantes NPK e outros materiais aditivos (amidos, argilas, alginato, e outros) para produzir fertilizantes organominerais. De acordo com a Instrução Normativa nº 25 do Mapa, os fertilizantes organominerais para aplicação no solo devem ter no mínimo 8% de C orgânico, no máximo 30% de umidade e CTC de no mínimo 80 mmolc kg⁻¹. Se os produtos forem produzidos com macronutrientes primários e comercializados isoladamente (N, P, K) ou em misturas (NP, NK, PK ou NPK), devem ter no mínimo 10% deste(s) elementos (Brasil, 2009).

Os resultados de pesquisa publicados quanto à performance de fertilizantes com BC em sua formulação são bastante promissores. A eficiência agrônômica do N (EAN: kg grão kg⁻¹ N) no arroz foi de 74,4% pelo fertilizante à base de BC (BC + bentonita + NPK) comparado ao NPK nos estudos de Joseph et al. (2013). Da mesma forma, Zheng et al. (2017) verificaram incremento de 10,7% na produtividade do milho e de 40% na EAN pelo fertilizante à base de BC (BC + bentonita + DAP + KCl), comparado à ureia-formaldeído. A EUN pela aplicação desses novos fertilizantes pode ser aumentada (Biederman e Harpole, 2013) devido à elevada adsorção de amônio (NH₄⁺) pelo BC (Clough et al., 2013) e subsequente redução da lixiviação de N (Borchard et al., 2012).

No Brasil há disponibilidade de aproveitamento de um resíduo, finos de carvão, proveniente do processo de pirólise, para produção de carvão vegetal, ou seja, um BC propriamente dito. O carvão é utilizado prioritariamente em grande escala como fonte de calor e monóxido de C em altos-fornos para produção de aço (Protasio et al., 2014), em substituição ao coque de carvão mineral, principalmente na produção de ferro-gusa (Manzoni; Barros, 2015). A geração dos finos de carvão se dá na proporção de 150 kg por tonelada de carvão produzido (Benites et al., 2009), sendo que parte (20–40%) é redirecionada para o processo de injeção de finos, ou comercializados na forma de briquetes (Centro de Gestão e Estudos Estratégicos, 2015), constituindo excedente desse subproduto sem finalidade específica. Segundo Benites et al. (2009) o desenvolvimento de processos que permitam transformar o carvão e seus subprodutos em compostos com características apropriadas, para o uso como condicionadores do solo e fertilizantes, como reatividade e estabilidade, é estratégico para o setor florestal brasileiro.

Nesse contexto, Puga et al. (2020b), em estudo em laboratório com diversas formulações de fertilizante à base de BC (BN) na forma de finos de carvão (combinação de BC, fertilizantes minerais nitrogenados e bentonita), observaram que esses produtos liberaram N de forma mais lenta que a ureia, com taxas de liberação até 60% menores. Na Figura 3.2, é possível observar o valor do N potencialmente liberável (N_o), estimado

através de modelo de cinética química com os dados do estudo de lixiviação no solo, em que se constatou a diferença dos fertilizantes quanto à disponibilidade do nutriente. Ressalta-se que as maiores concentrações de BC no fertilizante proporcionaram menores valores de N_0 .

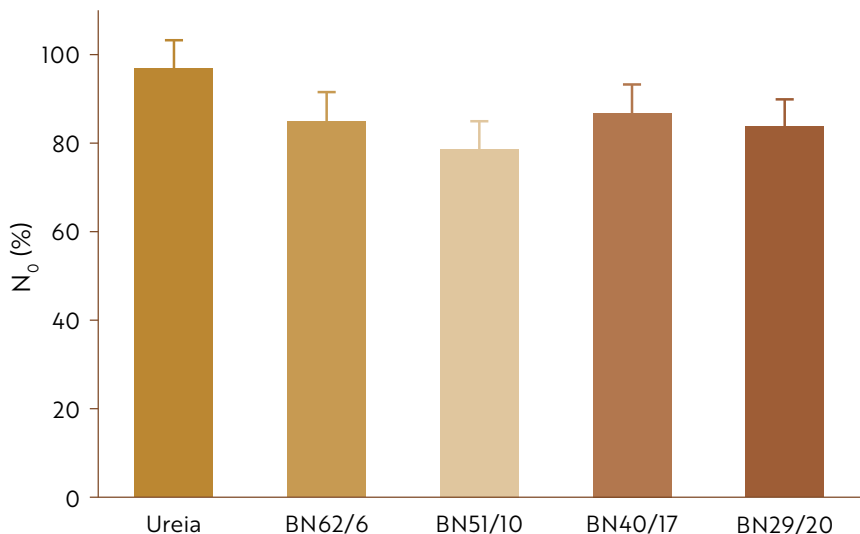


Figura 3.6. N potencialmente liberável (N_0) da ureia e dos fertilizantes a base de biocarvão (BN). O número antes da barra representa a concentração de biocarvão (%) e o número após a barra representa a concentração de N no fertilizante.

Fonte: Adaptado de Puga et al. (2020b).

De acordo com os autores, o BC pode ser utilizado como carreador de nutrientes e pode resultar em liberação lenta e prolongada de nutrientes devido à sua elevada área de superfície e microestrutura porosa. Ademais, essas características podem reduzir perdas como lixiviação e aumentar a disponibilidade do nutriente, apresentando aumento de eficiência.

Em estudo em campo, Puga et al. (2020a) testaram alguns desses fertilizantes citados anteriormente e verificaram que os fertilizantes à base de BC com 10 e 17% de N e 51 e 40% de BC, respectivamente, proporcionaram ganhos de até 21% na produtividade do milho (Figura 3.3A) e de 12% na eficiência de uso do N pelas plantas (Figura 3.3B). Segundo os autores, possivelmente esses resultados ocorreram em função da liberação mais lenta do N, possibilitando melhor aproveitamento pela cultura.

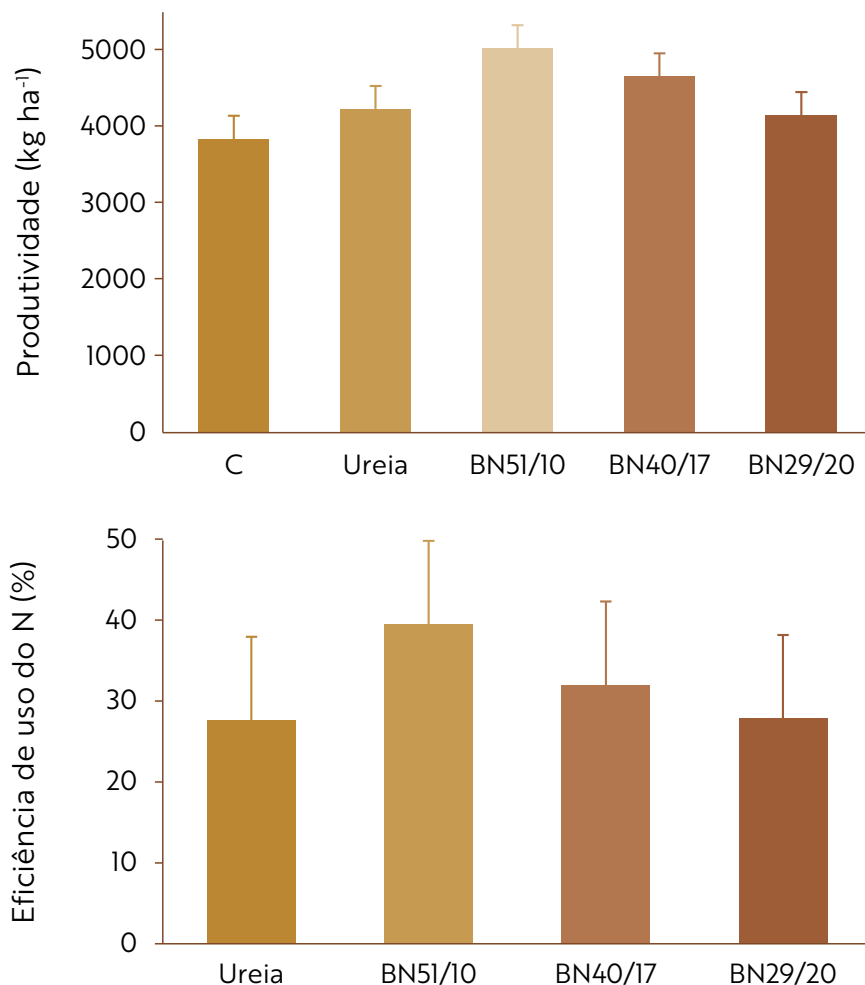


Figura 3.7. Produtividade do milho (kg ha⁻¹) (a) e eficiência do uso de N (%) (b) em função da aplicação de ureia e dos fertilizantes nitrogenados à base de biocarvão (BN). O número antes da barra representa a concentração de biocarvão (%) e o número após a barra representa a concentração de N no fertilizante. Fonte: Adaptado de Puga et al. (2020a).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O aproveitamento de resíduos na agricultura, principalmente como fertilizantes e/ou condicionadores do solo, é prática importante tanto sob o ponto de vista agrícola como ambiental. Entretanto, dificuldades tecnológicas, de logística e operacionais têm sido os maiores empecilhos para que a cadeia emergente de fertilizantes a partir de resíduos se estabeleça e seja consolidada.

Soluções discutidas e estabelecidas caso a caso têm maiores chances de sucesso, dadas as particularidades de cada resíduo e da região onde os mesmos são produzidos.

A disposição de lodo de esgoto é um desafio comum a todas as cidades e a produção de biossólido de qualidade, juntamente com arranjos regionais para sua comercialização, podem viabilizar seu uso adequado, representando importante solução para a destinação do resíduo.

Por outro lado, soluções tecnológicas como a produção de organominerais a partir de biocarvão podem ser a diferença necessária para que o produto seja produzido e comercializado em grande escala.

Foram apresentados dois casos de sucesso, mas existem inúmeros outros com enorme potencial que ainda precisam explorados e desenvolvidos, beneficiando o ambiente e a agricultura brasileira.

REFERÊNCIAS

- ABDELHAFEZ, A.A.; LI, J.; ABBAS, M.H.H. Feasibility of biochar manufactured from organic wastes on the stabilization of heavy metals in a metal smelter contaminated soil. **Chemosphere**, v. 117, p. 66-71, 2014.
- AGYARKO-MINTAH, E.; COWIE, A.; VAN ZWIETEN, L.; SINGH, B.P.; SMILLIE, R.; HARDEN, S.; FORNASIER, F. Biochar lowers ammonia emission and improves nitrogen retention in poultry litter composting. **Waste Management**, v. 61, p. 129-137, 2017.
- AHMAD, M.; RAJAPAKSHA, A.U.; LIM, J.E.; ZHANG, M.; BOLAN, N.; MOHAN, D.; VITHANAGE, M.; LEE, S.S.; OK, Y.S. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review. **Chemosphere**, v. 99, p. 19-33, 2014.
- ALOVISI, A. M. T.; CASSOL, C. J.; NASCIMENTO, J. S.; SOARES, N. B.; JUNIOR, I. R. S.; SILVA, R. S.; SILVA, J. A. M. Soil factors affecting phosphorus adsorption in soils of Cerrado, Brazil. **Geoderma Regional**, v. 22, e00298, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2020.e00298>.
- ANDRADE, C.A.; BIBAR, M.P.S.; COSCIONE, A.R.; PIRES, A.M.M.; SOARES, A.G. Mineralização e efeitos de biocarvão de cama de frango sobre a capacidade de troca catiônica do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 50, p. 407-416, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2015000500008>.
- ANDRADE, C. A.; PUGA, A. P. Biocarvão: uso agrícola e ambiental. In: BETTIOL, W.; SILVA, C. A.; CERRI, C. E.; MARTIN-NETO, L.; ANDRADE, C. A. (org). **Entendendo a matéria orgânica do solo em ambientes tropical e subtropical**. Brasília: Embrapa, 2023. p. 435-473.
- ANDRADE, C. A.; SILVA, L. F. M.; PIRES, A. M. M.; COSCIONE, A. R. Mineralização do carbono e do nitrogênio no solo após sucessivas aplicações de lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, n. 5, p. 536-544, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2013000500010>.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004 resíduos sólidos: classificação**. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.
- ASSOCIAÇÃO NACIONAL PARA DIFUSÃO DE ADUBOS. **Anuário estatístico do setor de fertilizantes 2022**. São Paulo: ANDA, 2023.
- BASU, P. **Biomass gasification, pyrolysis and torrefaction: practical design and theory**. 2 ed. London: Academic Press, 2013. 548 p.
- BENITES, V. M.; TEIXEIRA, W. G.; PIMENTA, A. S.; RESENDE, M. E. Utilização de carvão e subprodutos da carbonização vegetal na agricultura: aprendendo com as terras pretas de índio. In: WENCESLAU, G.T.; KERN, D.C.; MADARI, B.E.; LIMA, H.N.; WOODS, W. (org.). **As terras pretas de índio da Amazônia: sua caracterização e uso deste conhecimento na criação de novas áreas**. Manaus: Embrapa Amazonia Ocidental, 2009, p. 285-296.
- BENITES, V. M. et al. Produção de fertilizante organomineral granulado a partir de dejetos de suínos e aves no Brasil. In: Reunião Brasileira De Fertilidade Do Solo E Nutrição De Plantas, 29.; Reunião Brasileira Sobre Micorrizas, 13.; Simpósio Brasileiro De Microbiologia Do Solo, 11.; Reunião Brasileira De Biologia Do Solo, 8., 2010, Guarapari. Fontes de nutrientes e produção agrícola: modelando o futuro. Anais... Viçosa: SBSC, 2010

BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. **Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura**, Jaguariuna: Embrapa Meio Ambiente, 2006, 350 p.

BIBAR, M.P.S. **Potencial agrícola de biocarvões provenientes de biomassas alternativas**. 2014. 101 f. Dissertação (Mestrado) – Instituto Agrônômico de Campinas, Campinas.

BIEDERMAN, L.A.; HARPOLE, W.S. Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta-analysis. **GCB-Bioenergy: Bioproducts for a Sustainable Bioeconomy**, v. 5, p. 202–214, 2013.

BLANCO-CANQUI, H. Biochar and soil physical properties. **Soil Science Society of America Journal**, v. 81, p. 687–711, 2017.

BOEIRA, R. C. Uso de lodo de esgoto como fertilizante orgânico: disponibilização de nitrogênio em solo tropical. Jaguariuna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 3 p. (Embrapa Meio Ambiente. Comunicado Técnico, 12).

BORBA, R. P.; RIBEIRINHO, V. S.; CAMARGO, O. A.; ANDRADE, C. A.; KIRA, C. S.; COSCIONE, A. R. Ion leaching and soil solution acidification in a vadose zone under soil treated with sewage sludge for agriculture. **Chemosphere**, v. 192, p. 81–89, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.112>.

BORCHARD, N.; WOLF, A.; LABDELHAFEZ AABS, V.; AECKERSBERG, R.; SCHERER, H.W.; MÖLLER, A.; AMELUNG, W. Physical activation of biochar and its meaning for soil fertility and nutrient leaching – a greenhouse experiment. **Soil Use Management**, v. 28, p. 177–184, 2012.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial**, seção 1, p. 3, 3 ago. 2010.

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000, para atribuir à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) competência para editar normas de referência sobre o serviço de saneamento. **Diário Oficial**, 16 jul. 2020a.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa n.5, de 10 de março de 2016. Estabelece as regras sobre definições, classificação, especificações e garantias, tolerâncias, registro, embalagem, rotulagem e propaganda dos remineralizadores e substratos para plantas, destinados à agricultura. **Diário Oficial**, 14 mar. 2016. Disponível em: https://www.in.gov.br/materia/-/asset_publisher/KujrwoTZC2Mb/content/id/21393137/doi-2016-03-14-instrucao-normativa-n-5-de-10-de-marco-de-2016-21393106. Acesso em: 01 set. 2023.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa n. 35, de 04 de julho de 2006. Aprova as normas sobre especificações e garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos corretivos de acidez, de alcalinidade e de sodicidade e dos condicionadores de solo, destinados à agricultura. **Diário Oficial**, n. 132, 12 jul. 2006.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa SDA nº 25, de 23 de julho de 2009. **Diário Oficial**, 28 jul. 2009.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa SDA n. 27, de junho de 2006 (Alterada pela IN SDA nº 7, de 12/04/2016, republicada em 02/05/2016)**. Aprova os limites máximos de agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados tóxicos, pragas e ervas

daninhas admitidos nos fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes destinados à agricultura. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/in-sda-27-de-05-06-2006-alterada-pela-in-sda-07-de-12-4-16-republicada-em-2-5-16.pdf>. Acesso em: 01 set. 2023.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução normativa n. 61 de 8 de julho de 2020. Estabelece as regras sobre definições, exigências, especificações, garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos fertilizantes orgânicos e dos biofertilizantes, destinados à agricultura. *Diário Oficial*, 15 jul. 2020b.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano nacional de resíduos sólidos**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2022. 209 p.

BRASIL. Secretaria Especial de Assuntos Estratégicos. **Plano nacional de fertilizantes 2050: uma estratégia para os fertilizantes no Brasil**. Brasília: SAE, 2021. 195 p.

BUTNAN, S.; DEENIK, J.L.; TOOMSAN, B.; ANTAL, M.J.; VITYAKONA, P. Biochar characteristics and application rates affecting corn growth and properties of soils contrasting in texture and mineralogy. *Geoderma*, v. 237, p. 105-116, 2015.

CALVO BUENDÍA, E.; MASSON-DELMOTTE, V.; ZHAI, P.; PÖRTNER, H.-O.; ROBERTS, D.; SKEA, J.; SHUKLA, P. R. **Climate change and land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems**. Genebra: IPCC, 2019. Genebra: IPCC, 2020. Disponível em: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/4/2020/02/SPM_Updated-Jan20.pdf. Acesso em: 10 jan. 2022.

CAMARGO, O. A. de; PIRES, A. M. M.; BETTIOL, W. Lodo na agricultura. *Ciência Hoje*, v. 42, n. 248, p. 68-70, 2008.

CARNIER, R.; COSCIONE, A. R.; DELAQUA, D.; PUGA, A. P.; ABREU, C. A. Jack Bean development in multimetal contaminated soil amended with coffee waste-derived biochars. *Processes*, v. 10, 2157, 2022. <https://doi.org/10.3390/pr10102157>.

CARVALHO, C. S. **Matéria orgânica, agregação e proteção física em solos tratados com lodo de esgoto**. Campinas, 2015. 138 p. Tese (Doutorado) – Instituto Agrônomo (IAC), Campinas, 2015.

CARVALHO, C. S.; RIBEIRINHO, V. S.; ANDRADE, C. A.; GRUTZMACHER, P.; PIRES, A. M. M. Composição química da matéria orgânica de lodos de esgoto. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v. 10, n. 3, p. 413-419, 2015. DOI: <https://doi.org/10.5039/agraria.v10i3a5174>.

CENTRO DE GESTÃO E ESTUDOS ESTRATÉGICAS. **Mapeamento de ações institucionais para sustentabilidade da produção de ferro-gusa a partir de carvão vegetal: subsídios para revisão do Plano Siderurgia**. Brasília: CGEE, 2015. 150 p.

CERRI, C.E.P.; ABBRUZZINI, T.F.; CARVALHO, J.L.N.; CHERUBIN, M.R.; FRAZÃO, L.A.; MAIA, S.M.F.; OLIVEIRA, D.M. Matéria orgânica do solo e o equilíbrio global de carbono. In: BETTIOL, W.; SILVA, C.A.; CERRI, C.E.P.; MARTIN-NETO, L.; ANDRADE, C.A. (ed.). **Entendendo a matéria orgânica do solo em ambientes tropical e subtropical**. Brasília, DF: Embrapa, 2022. p. 211-254.

CHOJNACKA, K. SKRZYPEZAK, D.; SZOPA, D. IZYDORECYK, G.; MOUSTAKAS, K.; WITEK-KROWIAK, A. Management of biological sewage sludge: Fertilizer nitrogen recovery as the solution to fertilizer crisis. *Journal of Environmental Management*, v. 326, 116602, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116602>.

CHUNXUE, Y., JOSEPH, S., LIANQING, L., GENXING, P., LIN, Y., MUNROE, P., PACE, B., TAHERYMOOSAVI, S., VAN ZWIETEN, L., THOMAS, T., NIELSEN, S., YE, J., DONNE, S., Developing more effective enhanced biochar fertilisers for improvement of pepper yield and quality. *Pedosphere*, v. 25, p. 703-712, 2015.

CLOUGH, T.; CONDRON, L.; KAMMANN, C.; MÜLLER, C. A review of biochar and soil nitrogen dynamics. *Agronomy*, v. 3, p. 275-293, 2013.

COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Tratamento de esgotos**. Disponível em: <https://www.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaoId=49>. Acesso em: 20 jul. 2023.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução n.498, de 19 de agosto de 2020. Define critérios e procedimentos para produção e aplicação de bioossólido em solos, e dá outras providências. *Diário Oficial*, ed. 161, seção 1, p. 265, 21 ago. 2020.

DALAHMEH, S. S.; THORSÉN, G.; JÖNSSON, H. Open-air storage with and without composting as post-treatment methods to degrade pharmaceutical residues in anaerobically digested and dewatered sewage sludge. *Science of the Total Environment*, v. 806, 151271, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151271>.

DOMINGUES, R. R. **Estabilidade da matéria orgânica e teores de metais pesados em solo tratado sucessivamente com lodo de esgoto**. Campinas, 2013. 108 p. Dissertação (Mestrado) – Instituto Agrônômico (IAC), Campinas.

DOMINGUES, R.R.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M.A.; SPOKAS, K.A.; MELO, L.C.A.; TRUGILHO, P.F.; VALENCIANO, M.N.; SILVA, C.A. Enhancing cation exchange capacity of weathered soils using biochar: feedstock, pyrolysis conditions and addition rate. *Agronomy*, v. 10, p. 1-17, 2020.

FALCÃO, N.P.S.; CLEMENT, C.R.; TSAI, S.M.; COMERFORD, N.B. Pedology, fertility, and biology of central Amazonian dark earths. In: WOODS, W.I.; TEIXEIRA, W.G.; LEHMANN, J.; STEINER, C.; WINKLERPRINS, A.; REBELLATO, L. (ed). *Amazonian dark earths: Wim Sombroek's vision*. Berlin: Springer Science, 2009. p. 213-228.

GONÇALVES, C. A.; CAMARGO, R.; SOUZA, R. T. X.; SOARES, N. S.; OLIVEIRA, R. C.; STANGER, M. C.; LANA, R. M. Q.; LEMES, E. M. Chemical and technological attributes of sugarcane as functions of organomineral fertilizer based on filter cake or sewage sludge as organic matter sources. *PLOS ONE*, v. 16, n. 2, e0236852, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0236852>.

GRABER, E.R.; ELAD, Y. Biochar impact on plant resistance to disease. In: LADYGINA, N.; RINEAU, F. (ed.). *Biochar and soil biota*. Boca Raton: CRC Press, 2013. p. 41-68.

GRUTZMACHER, P. **Estoques de carbono no solo e emissão de gases de efeito estufa em sistema de produção de milho com uso de lodo de esgoto**. Campinas, 2016. 120 f. Tese (Doutorado) – Instituto Agrônômico (IAC), Campinas.

GRUTZMACHER, P.; PUGA, A.P.; BIBAR, M.P.S.; COSCIONE, A.R.; PACKER, A.P.; ANDRADE, C.A. Carbon stability and fertilizer induced N_2O emissions mitigation in soil treated with biochar. **Science of the Total Environment**, v. 625, p. 1459-1466, 2018.

GUIMARÃES, R. N.; MATOS, A. T.; CARPANEZ, T. G. Alterações químicas e sanitárias em solos e estéril de mineração receptores de lodo de esgoto, composto orgânico e fertilizante mineral. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 27, n. 4, p. 783-793, 2022.

INTERNATIONAL BIOCHAR INITIATIVE. **Standardized product definition and product testing guidelines for biochar that is used in soil**. Version: 2.1. IBI-STD-01.1, 23 nov. 2015. Disponível em: https://www.biochar-international.org/wp-content/uploads/2018/04/IBI_Biochar_Standards_V2.1_Final.pdf. Acesso em: 02 fev. 2021.

JAISWAL, A.K.; ELAD, Y.; GRABER, E.R.; FRENKEL, O. Rhizoctonia solani suppression and plant growth promotion in cucumber as affected by biochar pyrolysis temperature, feedstock and concentration. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 69, p. 110-118, 2014.

JANCZAK, D.; MALINSKA, K.; CZEKAŁA, W.; CÁCERES, R.; LEWICKI, A.; DACH, J. Biochar to reduce ammonia emissions in gaseous and liquid phase during composting of poultry manure with wheat straw. **Waste Management**, v. 66, p. 36-45, 2017.

JOSEPH, S.; GRABER, E. R.; CHIA, C.; MUNROE, P.; DONNE, S.; THOMAS, T.; NIELSEN, S.; MARJO, C.; RUTLIDGE, H.; PAN, G.X.; LI, L.; TAYLOR, P.; RAWAL, A.; HOOK, J. Shifting paradigms: development of high-efficiency biochar fertilizers based on nano-structures and soluble components. **Carbon Management**, v. 4, p. 323-343, 2013.

KERN, D.C.; KAMPE, N.; WOODS, W.I.; DENEVAN, W.M.; COSTA, M.L.; FRAZÃO, F.J.L.; SOMBROEK, W. Evolução do conhecimento em terra preta de índio. In: TEIXEIRA, W. G.; KERN, D.C.; MADARI, B.E.; LIMA, H.N.; WOODS, W. (ed.). **As terras pretas de índio na Amazônia: sua caracterização e uso deste conhecimento na criação de novas áreas**. Manaus: Embrapa Amazônica Ocidental, 2009. p. 72-81.

KOMINKO, H.; GORAZDA, K.; WZOREK, Z. Formulation and evaluation of organo-mineral fertilizers based on sewage sludge optimized for maize and sunflower crops. **Waste Management**, v. 136, p. 57-66, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.09.040>.

KRAHEMBUHL, C. B. B. **P. Emissão de gases de efeito estufa na disposição final de lodo de esgoto**. Campinas, 2021. 78 p. Dissertação (Mestrado) – Instituto Agronômico (IAC), Campinas, 2021.

LAL, R. Biochar and soil carbon sequestration. In: GUO, M.; HE, Z.; UCHIMIYA, S.M. **Agricultural and environmental applications of biochar: advances and barriers**. Madison: SSSA, 2016. p. 175-197.

LEHMANN, J.; JOSEPH, S. (ed.). **Biochar for environmental management: science and technology and implementation**. London & Sterling, VA: Earthscan, 2009. 416 p.

LEHMANN, J.; JOSEPH, S. Biochar for environmental management: an introduction. In: LEHMANN, J.; JOSEPH, S. **Biochar for environmental management: science, technology and implementation**. London & Sterling, VA: Earthscan, 2015. p. 1-13.

LUCON, I. M. **Biocarvão nos atributos físicos, químicos e produtividade do milho em solo sob clima tropical**. 2019. 105 p. Tese (Doutorado) – Instituto Agronômico (IAC), Campinas, 2019.

MANZONI, L.P.; BARROS, T.D. **Carvão vegetal**. Agência Embrapa de Informação Tecnológica. Disponível em: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/agroenergia/arvore/CONT0oogc6fomp1o2wx5okoidx9l-c67w6200.html>. Acesso: 22 junho 2015.

MARTINS, D. R.; CAMARGO, O. A.; RIBEIRINHO, V. S.; ANDRADE, C. A. Estado nutricional de cafeeiros comerciais após a aplicações de lodo de esgoto como condicionador de solo. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 58, n. 3, p. 248-256, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.4322/rca.2019>.

MELO, L.C.A.; COSCIONE, A.R.; ABREU, C.A.; PUGA, A.P.; CAMARGO, O.A. Influence of pyrolysis temperature on cadmium and zinc sorption capacity of sugar cane straw derived biochar. **Bioresources**, v. 8, p. 4992-5002, 2013.

MINX, J. C.; LAMB, W. F.; CALLAGHAN, M. W.; FUSS, S.; HILAIRE, J.; CREUTZIG, F.; AMANN, T.; BERINGER, T.; OLIVEIRA GARCIA, W. de; HARTMANN, J.; KHANNA, T.; LENZI, D.; LUDERER, G.; NEMET, G. F.; ROGELJ, J.; SMITH, P.; VICENTE, J. L.; WILCOX, J.; ZAMORA DOMINGUEZ, M. del. Negative emissions – part 1: research landscape and synthesis. **Environmental Research Letters**, v. 13, p. 063001, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabf9b>.

MOSQUERA-LOSADA, R.; AMADOR-GARCÍA, A.; MUÑOZ-FERREIRO, N.; SANTIAGO-FREIJANE, J. J.; FERREIRO-DOMÍNGUEZ, N.; ROMERO-FRANCO, R.; RÍGUEIRO-RODRÍGUEZ, A. Sustainable use of sewage sludge in acid soils within a circular economy perspective. **Catena**, v. 149, p. 341-348, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2016.10.007>.

NASCIMENTO, A. L.; SOUZA, A. J.; OLIVEIRA, F. C.; COSCIONE, A. R.; VIANA, D. G.; REGITANO, J. B. Chemical attributes of sewage sludges: Relationships to sources and treatments, and implications for sludge usage in agriculture. **Journal of Cleaner Production**, v. 258, 120746, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120746>.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. **Rumo a uma economia verde caminhos para o desenvolvimento sustentável e a erradicação da pobreza – Síntese para tomadores de decisão**. Brasília, DF: PNUMA, 2011. 52 p. Disponível em: <https://www.unep.org/resources/report/sumo-uma-economia-verde-caminhos-para-o-desenvolvimento-sustentavel-e-erradicacao>. Acesso em: 15 ago. 2023.

PARK, J.H.; CHOPPALA, G.K.; BOLAN, N.S.; CHUNG, J.W.; CHUASAVATHI, T. Biochar reduces the bioavailability and phytotoxicity of heavy metals. **Plant Soil**, v. 48, p. 439-451, 2011.

PAZ-FERREIRO, J., LU, H., FU, S., MÉNDEZ, A.; GASCÓ, G. Use of phytoremediation and biochar to remediate heavy metal polluted soils: a review. **Solid Earth**, 5, 65-75, 2014.

PIRES, A. M. M.; ANDRADE, C. A. **Recomendação de dose de lodo de esgoto: a questão do nitrogênio**. Jaguariúna: EMBRAPA, 2014. 8 p. Comunicado Técnico 52.

PIRES, A. M. M.; ANDRADE, C. A.; SOUZA, N. A. P.; CARMO, J. B.; COSCIONE, A. R.; CARVALHO, C. S. Disponibilidade e mineralização do nitrogênio após aplicações sucessivas de lodo de esgoto no solo, estimadas por meio de incubação anaeróbica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 50, n. 4, p. 333-342, 2015.

PITOMBO, L. M. **Estoques de carbono e nitrogênio e fluxos de gases do efeito estufa em solo com diferentes históricos de aplicação de lodo de esgoto**. 2011. 61 p. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) – Instituto Agronômico, Campinas, 2011.

PROENÇA, L. C.; RODRIGUES, C. A. O.; LANA, M. M. **Compostagem**. Brasília, DF: Embrapa, out. 2021. Disponível em: <https://www.embrapa.br/hortalica-nao-e-so-salada/secoes/compostagem>. Acesso em: 26 de julho de 2023.

PROTÁSIO, T.P.; TRUGILHO, P.F.; MIRMEHDI, S.; SILVA, M.G. Quality and energetic evaluation of the charcoal made of babassu nut residues used in the steel industry. *Ciência e Agrotecnologia*, v. 38, p. 435-444, 2014.

PUGA, A.P.; ABREU, C.A.; MELO, L.C.A.; BEESLEY, L. Biochar application to a contaminated soil reduces the availability and plant uptake of zinc, lead and cadmium. *Journal of Environmental Management*, v. 159, p. 86-93, 2015.

PUGA, A.P.; GRUTZMACHER, P.; CERRI, C.E.P.; RIBEIRINHO, V.S.; ANDRADE, C.A. Biochar-based nitrogen fertilizers: Greenhouse gas emissions, use efficiency, and maize yield in tropical soils. *Science of the Total Environment*, v. 704, p. 1-10, 2020a.

PUGA, A.P.; QUEIROZ, M.C.A.; LIGO, M.A.V.; CARVALHO, C.S.; PIRES, A.M.M.; MARCATTO, J.O.S.; ANDRADE, C.A. Nitrogen availability and ammonia volatilization in biochar-based fertilizers. *Archives of Agronomy and Soil Science*, v. 66, p. 992-1004, 2020b.

RIBEIRINHO, V. S. **Metais Pesados e matéria orgânica do solo anos após a última aplicação de lodo de esgoto**. Campinas, 2015. 136 f. Tese (Doutorado) – Instituto Agronômico (IAC), Campinas.

RODRIGUES, M. M.; VIANA, D. G.; OLIVEIRA, F. C.; ALVES, M. C.; REGITANO, J. B. Sewagesludge as organicmatrix in the manufacture of organomineral fertilizers: Physicalforms, environmental risks, and nutrients recycling. *Journal of Cleaner Production*, v. 313, 127774, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127774>.

SANCHEZ-MONEDERO, M.A.; CAYUELA, M.L.; ROIG, A.; JINDO, K.; MONDINI, C.; BOLAN, N. Role ofbiochar as na additive in organicwastecomposting. *Bioresource Technology*, v. 247, p. 1155-1164, 2018.

SHARKAWI, H.M.E., TOJO, S., CHOSA, T., MALHAT, F.M., YOUSSEF, A.M. Biochar ammonium phosphate as an uncoated-slow release fertilizer in sandy soil. *Biomass Bioenergy*, v. 117, p. 154-160, 2018.

SILVA, C.A.; CERRI, C.E.P.; ANDRADE, C.A.; MARTIN-NETO, L.; BETTIOL, W. Matéria orgânica do solo: ciclo, compartimentos e funções. In: BETTIOL, W.; SILVA, C.A.; CERRI, C.E.P.; MARTIN-NETO, L.; ANDRADE, C.A. (ed.). **Entendendo a matéria orgânica do solo em ambientes tropical e subtropical**. Brasília, DF: Embrapa, 2022. p. 17-47.

SILVA, L. G.; ANDRADE, C. A.; BETTIOL, W. Biochar amendment increases soil microbial biomass and plant growth and suppresses fusarium wilt in tomato. *Tropical Plant Pathology*, v. 45, p. 73-83, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40858-020-00332-1>

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE A GESTÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS. **Resíduos dos serviços de saneamento básico**. Disponível em: <https://sinir.gov.br/informacoes/tipos-de-residuos/residuos-dos-servicos-de-saneamento-basico/>. Acesso em: 20 de julho de 2023.

SOHI, S.P. Carbon storage with benefits. *Science*, v. 338, p. 1034-1035, 2012.

SPOKAS, K.A.; CANTRELL, K.B.; NOVAK, J.M.; ARCHER, D.W.; IPPOLITO, J.A.; COLLINS, H.P.; BOATENG, A.A.; LIMA, I.M.; LAMB, M.C.; MCALOON, A.J.; LENTZ, R.D.; NICHOLS, K.A. Biochar: asynthesisof its agronomic impact beyond carbon sequestration. *Journal of Environmental Quality*, v. 41, p. 973-989, 2012a.

STEINER, C.; DAS, K.C.; MELEAR, N.; LAKLY, D. Reducing nitrogen loss during poultry litter composting using biochar. *Journal of Environmental Quality*, v. 39, p. 1236-1242, 2010.

TAN, C.; YAXIN, Z.; HONGTAO, W.; WENJING, L.; ZEYU, Z.; YUANCHENG, Z.; LULU, R. Influence of pyrolysis temperature on characteristics and heavy metal adsorptive performance of biochar derived from municipal sewage sludge. *Bioresource Technology*, v. 164, p. 47-54, 2014.

TIAN, R.; LI, C.; XIE, S.; YOU, F.; CAO, Z.; XU, Z.; YU, G.; WANG, Y. Preparation of biochar via pyrolysis at laboratory and pilot scales to remove antibiotics and immobilize heavy metals in livestock feces. *Journal of Soils and Sediments*, v. 19, p. 2891-2902, 2019.

TOZZI, F.V.N.; COSCIONE, A.R.; PUGA, A.P.; CARVALHO, C.S.; CERRI, C.E.P.; ANDRADE, C.A. Carbon stability and biochar aging process after soil application. *Horticulture International Journal*, v. 3, p. 320-329, 2019.

UCHIMIYA, M.; CHANG, S.; KLASSON, K.T. Screening biochars for heavy metal retention in soil: Role of oxygen functional groups. *Journal of Hazardous Materials*, v. 190, p. 432-441, 2011.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *A guide to the biosolids risk assessments for the EPA Part 503 rule, 1995*. Washington: USEPA; Office of Wastewater Management, 1995. 195 p. EPA/832-B-93-005.

VERDE, S.F.; CHIARAMONTI, D. *The biochar system in the EU: the pieces are falling into place, but key policy questions remain*. Florence: EuropeanUniversityInstitute, 2021. 10 f. (Robert Schuman CentreandAdvancedStudies, PolicyBrief, n. 2021/08, Feb. 2021).

VIEIRA R. F. Sewage sludge effects on soybean growth and nitrogen fixation. *Biology and Fertility of Soils*, v. 34, p. 196-200, 2001.

VIEIRA, R. F.; CARDOSO, A. A. Variações nos teores de nitrogênio mineral em solo suplementado com iodo de esgoto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 38, n. 7, p. 867-874, 2003.

VIEIRA, R. F.; MORICONI, W.; PAZIANOTTO, R. A. A. Residual and cumulative effects of soil application of sewage sludge on corn productivity. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 21, p. 6472-6481, 2014.

VIEIRA, R. F.; PAZIANOTTO, A. A. Microbial activities in soil cultivated with corn and amended with sewage sludge. *SpringPlus*, v. 5, article 1844, 2016.

VIEIRA, R. F.; SILVA, C. M. M. S. Soil amendment with sewage sludge and its impacto on soil microflora. *BrazilianJournalofMicrobiology*, v. 34, p. 56-58, 2003.