



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA**

KARINE COSTA DE ALMEIDA

**DECOMPOSIÇÃO DE FRAÇÕES DE PALMA DE ÓLEO (*Elaeis guineensis*) EM
SISTEMAS AGROFLORESTAIS E MONOCULTIVO NO NORDESTE PARAENSE**

BELÉM

2020

KARINE COSTA DE ALMEIDA

**DECOMPOSIÇÃO DE FRAÇÕES DE PALMA DE ÓLEO (*Elaeis guineensis*) EM
SISTEMAS AGROFLORESTAIS E MONOCULTIVO NO NORDESTE PARAENSE**

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da
Amazônia, como parte das exigências do programa de
Pós-graduação em agronomia: Área de concentração em
agronomia, para obtenção de título de mestre.

Área de concentração: Agronomia

Orientador: Dr. Steel Silva Vasconcelos

BELÉM

2020

RESUMO

A decomposição é um processo crucial para ciclagem de nutrientes e armazenamento de carbono nos ecossistemas, porém a quantidade de estudos que investigam este processo em sistemas agroflorestais ainda é pequena. A decomposição e a liberação de nitrogênio (N) de resíduos de palma de óleo foram avaliadas em dois sistemas agroflorestais (SAFs) e em um monocultivo, ambos localizados no nordeste paraense. Os resíduos foram classificados como cachos de fruto vazio (CFV), folíolo (FOL), ráquis (RAQ) e pecíolo (PEC). Durante três meses de experimento, a perda de massa das amostras de resíduo variou entre 45% (FOL) e 66% (PEC) nos SAFs e 44% (CFV) e 58% (RAQ) no monocultivo. As constantes de decomposição variaram entre 0,004 e 0,008 mês^{-1} nos SAFs e entre 0,006 e 0,008 mês^{-1} no monocultivo. FOL e CFV apresentaram a maior concentração de N e a menor relação C/N e lignina/N. A concentração de N e as relações C/N e lignina/N correlacionaram-se significativamente com a taxa de decomposição ($r= 0,73, -0,74$ e $-0,76, n= 12, P<0,001$, respectivamente). Esses resultados sugerem que a decomposição mais rápida de FOL e CFV se deve a maior qualidade desses resíduos (alta concentração de N e baixas relações C/N e lignina/N). A liberação de N em todos os sistemas de cultivo também foi maior por FOL e CFV.

Palavras-chave: Agrofloresta. Amazônia. Ciclagem de nutrientes. Dendê. Perda de massa.

ABSTRACT

Decomposition is a crucial process for nutrient cycling and carbon storage in ecosystems, but the amount of studies investigating this process in agroforestry systems is still small. The decomposition and release of nitrogen (N) from palm oil residues was evaluated in two agroforestry systems (SAFs) and in a monoculture, both located in northeastern Pará. The residues were classified as empty fruit bunches (CFV), foliole (FOL), rachis (RAQ) and petiole (PEC). During three months of experiment, the mass loss of residue samples ranged from 45% (FOL) to 66% (PEC) in SAFs to 44% (CFV) and 58% (RAQ) in monoculture. Decomposition constants ranged from 0.004 to 0.008 month⁻¹ in SAFs and between 0.006 and 0.008 month⁻¹ in monoculture. FOL and CFV presented the highest N concentration and the lowest C/N and lignin/N ratio. N concentration and C/N and lignin/N ratios correlated significantly with decomposition rate ($r = 0.73, -0.74$ and $-0.76, n = 12, P < 0.001$, respectively). These results suggest that the faster decomposition of FOL and CFV is due to the higher quality of these residues (high N concentration and low C / N and lignin / N ratios). N release in all cultivation systems was also higher by FOL and CFV.

Keywords: Agroforest, Amazon, Nutrient cycling, Oil palm, Mass loss

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização das duas áreas de estudo no município de tomé-açu/pa

Figura 2 - Croqui do arranjo espacial da palma de óleo (*Elaeis guineensis*) e das culturas consorciadas nos sistemas agroflorestais, tomé-açu, pa. Os quadrados vermelhos representam os posicionamentos dos litterbags na área experimental.

Figura 3 – Palma de óleo e suas frações

Figura 4 - Massa seca remanescente (%) de resíduos de palma de óleo em sistema agroflorestal e monocultivo no município de Tomé – Açú/ PA. O SAFadu é composto apenas por espécies adubadeiras e o SAFbio por espécies arbóreas e frutíferas.

Figura 5 - Relação entre a taxa de decomposição (k) e a qualidade de quatro resíduos de palma de óleo em sistema agroflorestal e monocultivo em Tomé-Açú/PA. Cada símbolo representa a média \pm erro do eixo y (barra de erro vertical) e do eixo x (barra de erro horizontal); N= 12 para k e N = 4 para qualidade do resíduo.

Figura 6 - Mudanças na relação C/N em resíduos de palma de óleo durante o período de decomposição

Figura 7 - Mudanças nas concentrações de carbono e nitrogênio em resíduos de palma de óleo durante o periodo de decomposição

Figura 8 - Carbono remanescente (%) nos resíduos de dendezeiro durante a decomposição

Figura 9 - Nitrogênio remanescente (%) nos resíduos de dendezeiro durante a decomposição

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Análise das propriedades do solo realizadas em 2018 em dois sistemas agroflorestais e um monocultivo, localizados no município de tomé-açu. Safbio é um sistema agroflorestal de alta diversidade, composto por espécies madeiras, frutíferas e adubadeiras consorciadas com palma de óleo. Safadub é um sistema agroflorestal menos diversificado composto por espécies adubadeiras, sendo elas *gliricidia sepium*, *inga edulis* e *tithonia diversifolia* em consórcio com a palma de óleo. Mono referece ao monocultivo de palma de óleo.

Tabela 2 - Composição de espécies dos sistemas agroflorestais biodiverso e adubadeira, em Tomé – Açú, PA

Tabela 3 - Características da qualidade inicial das frações de *Elaeis guineensis*, inseridos em litterbags, durante 240 dias, em sistema agroflorestal e monocultivo com palma de óleo. Os valores dos componentes químicos de cada fração é o mesmo para todos os sistemas de estudo.

SUMÁRIO

1	CONTEXTUALIZAÇÃO.....	7
2	REVISÃO DA LITERATURA.....	8
2.1	Decomposição de serapilheira	8
2.2	Palma de óleo (<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.)	11
2.3	Sistemas agroflorestais	13
	REFERÊNCIAS	16
3	DECOMPOSIÇÃO DE FRAÇÕES DE PALMA DE ÓLEO (<i>Elaeis guineensis</i>) EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS E MONOCULTIVO NO NORDESTE PARAENSE Erro! Indicador não definido.	
3.1	INTRODUÇÃO	21
3.2	MATERIAL E MÉTODOS	22
3.2.1.	Área de estudo	22
3.2.2.	Descrição do experimento	23
3.2.3.	Decomposição no campo.....	25
3.2.4.	Análises químicas	27
3.2.4.1.	Lignina e Celulose	27
3.2.4.2.	Carbono e nitrogênio	28
3.2.5.	Massa remanescente	28
3.2.6.	Liberação de nitrogênio e carbono das frações de palma de óleo	28
3.2.7.	Análise estatística	29
3.3	RESULTADOS	29
3.3.1.	Características químicas dos resíduos de palma de óleo	29
3.3.2.	Perda de massa de resíduos de dendê	29
3.3.3.	Relação entre taxa de decomposição e as características químicas iniciais dos resíduos de dendê	30
3.3.4.	Mudanças nos teores de C e N durante o período de decomposição.....	31
3.3.5.	Mudanças na relação C/N.....	32
3.4	DISCUSSÃO	33
3.5	CONCLUSÃO	35
	REFERÊNCIAS	36

1 CONTEXTUALIZAÇÃO

Commodities como a palma de óleo (*Elaeis guineensis*), geralmente são cultivadas em sistemas convencionais, os quais, normalmente, são altamente dependentes de fertilizantes e insumos para obter e/ou manter alta produtividade (CLARK E TILMAN, 2017). Esses insumos, quando usados excessivamente, contribuem com a acidificação de ecossistemas aquáticos e terrestres (VITOUSEK et al. 1997). E muitas vezes, nem mesmo incrementarem a produtividade ou os lucros dos agricultores (VITOUSEK et al. 2009).

Considerando que a agricultura convencional se vincula a vários aspectos negativos, faz-se necessário praticar uma agricultura mais sustentável, que além de ecologicamente correta, seja produtiva e rentável a longo prazo (NEHER, 2008). Os sistemas agroflorestais (SAFs), têm sido extensivamente divulgados como alternativa promissora de produção sustentável (SANTOS E PAIVA, 2002). Os SAFs consistem na associação de plantas lenhosas e culturas agrícolas e/ou animais em uma mesma área, de forma simultânea ou em sequência espacial (NAIR, 1994). Devido a diversificação vegetal que os SAFs possuem, o aporte de serapilheira nesses sistemas é consideravelmente abundante (MARTIUS et al. 2004), o que influencia em processos ecossistêmicos importantes como a decomposição e a ciclagem de nutrientes.

A serapilheira é basicamente formada pelos resíduos orgânicos despejados da parte aérea das plantas (ANDRADE et al., 2003). É na serapilheira que processos importantes como a decomposição e ciclagem de nutrientes ocorrem (CAMPANHA et al. 2007). Esses processos são responsáveis pelo retorno dos nutrientes presentes na serapilheira ao solo, que posteriormente são reabsorvidos pelas plantas (GAMA-RODRIGUES, 2000).

Durante a decomposição, processos físicos e químicos ocorrem simultaneamente sobre os resíduos orgânicos, liberando e imobilizando nutrientes que são essenciais para crescimento e desenvolvimento vegetal. Portanto, o processo de decomposição tem papel fundamental no aporte de nutrientes ao solo, e é um dos responsáveis pela manutenção da fertilidade do solo.

Cada espécie vegetal, bem como suas frações (folha, caule, raízes, casca), apresentam proporções relativas de compostos orgânicos (KRISHNA E MOHAN, 2017) que são liberados em quantidade e velocidade diferentes. Se o resíduo tiver características que tornem a taxa de decomposição lenta, haverá favorecimento na formação de matéria orgânica e estoque de nutriente no solo, enquanto que se o resíduo tiver taxas mais rápidas ajudará a atender as demandas nutricionais das plantas (ISAAC E NAIR, 2005).

Por isso, conhecer a natureza dos resíduos e a dinâmica de decomposição ajuda a desenvolver formas de manejo que ajudem a minimizar o ingresso de agroquímicos, reduzindo

impactos ambientais nos recursos naturais e diminuindo custos de produção (GAMA-RODRIGUES, 2000).

A palma de óleo é uma cultura com boa adaptação a modelos agroflorestais (SANTIAGO et al. 2013). Além disso, gera enormes quantidades de resíduos, como folhas de palma podadas e os engaços. A poda das folhas ocorre a cada safra, é uma prática de manejo rotineira que serve para facilitar a colheita dos cachos de frutos frescos (CFF). Os CFF, quando processados também geram outro resíduo, os engaços. Este último consiste no suporte fibroso que sustenta o fruto nos cachos e corresponde de 22% a 25% do peso dos CFF. Ambos os resíduos (folhas podadas e engaços) retornam ao solo como serapilheira e são usados nas plantações como fonte de nutrientes para a própria cultura (FURLAN JUNIOR, 2006).

Embora vários estudos sobre o processo de decomposição e liberação de nutrientes dos resíduos de palma de óleo já tenham sido desenvolvidos (KHALID et al., 2000; BAKAR et al., 2011; MORADI et al., 2014), pesquisas sobre esses processos em resíduos de palma de óleo em sistemas alternativos como os SAFs são escassos. Visto isso, este trabalho busca estudar a decomposição e liberação de nutrientes dos resíduos de palma de óleo em SAFs e comparar a dinâmica desses processos com um sistema convencional de produção desta cultura. Tendo como hipótese que nos sistemas agroflorestais a dinâmica de decomposição e liberação e nutriente será significativamente diferente do sistema convencional. Isso porque os SAFs possuem diversificação vegetal, podendo impactar a taxa de decomposição, devido aos efeitos diretos e indiretos sobre o microambiente do solo, afetando a quantidade e diversidade de organismos decompositores.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Decomposição de serapilheira

A decomposição tem um papel essencial na ciclagem de nutrientes, sendo fundamental no balanço e manutenção de nutrientes nos ecossistemas (VESTERDAL, 1999). Anualmente a decomposição da serapilheira pode gerar até 87% da energia necessária para o crescimento de florestas e sistemas de agrossilvicultura (DI STEFANO; FOURNIER, 2005). Segundo ABER E MELILLO (1991), é um dos eventos mais importantes nos ecossistemas devido sua contribuição na nutrição do solo.

A decomposição consiste em vários processos físicos e químicos que envolvem a redução da serapilheira em constituintes químicos elementares (AERTS, 1997). Entre os principais processos que envolvem a decomposição estão mineralização, imobilização, lixiviação, fragmentação, ingestão, excreção de resíduos e mudanças na estrutura física e

química (PETIT-ALDANA et al., 2019). Muitos processos ocorrem de forma simultânea. A matéria orgânica, por exemplo, ao mesmo tempo que é fragmentada, convertida em íons inorgânicos e liberada ao solo, também pode ser transformada a ponto de ficar estocada no solo (ROBERTSON E PAUL, 2000).

De modo geral a decomposição da serapilheira é realizada em duas fases. Primeiro, quando os compostos solúveis são lixiviados e os materiais lábeis (açúcares, alguns fenóis, amido e proteínas) são decompostos. Segundo, durante a decomposição mais lenta de elementos recalcitrantes como celulose, hemicelulose, lignina e taninos (PETIT-ALDANA et al., 2019).

A decomposição é influenciada por pelo menos três fatores gerais, que causam variação na taxa de decomposição e, portanto, ajudam a determinar a dinâmica de perda de peso do material vegetal. Sendo eles, as condições climáticas, a composição e atividade da comunidade decompositora do solo e a qualidade do material vegetal (SWIFT, 1979; OLSON, 1963).

O fator ambiental é considerado o mais eficiente para medir a taxa de decomposição entre grandes distâncias geográficas, enquanto que entre menores distâncias geográficas, a qualidade da serapilheira é considerada mais importante (MEENTEMEYER, 1978). Os principais componentes climáticos que afetam o processo de decomposição são a temperatura, umidade, precipitação (KRISHNA; MOHAN, 2017). Esses componentes podem, por exemplo, influenciar a lixiviação de nutrientes e as condições apropriadas para as atividades de organismos decompositores (SWIFT; ANDERSON, 1989).

Os organismos decompositores (microflora e a macrofauna do solo) representam outro fator que influencia a taxa de decomposição. São os organismos decompositores que consome a matéria orgânica, sendo portanto, a responsáveis pela perda de massa (PEI et al. 2019) e por efeitos consideráveis no fluxo de energia, carbono e nutrientes no solo (KRISHNA E MOHAN, 2017). Entre os organismos que compõem a microflora, os fungos são os principais redutores de matéria orgânica vegetal, sendo 75% mais eficientes que outros microrganismos (KJOLLER E STRUWE, 1992). A capacidade dos fungos de produzir enzimas que degradam moléculas complexas os tornam um dos principais responsáveis pelos processos bioquímicos na decomposição de resíduos orgânicos. Já a macrofauna é responsável pela fragmentação dos resíduos de plantas e pelo aumento na biodegradação. Boa parte dos organismos decompositores tem sua atividade dependente das condições do solo e da qualidade química da serapilheira (PETIT-ALDANA et al., 2019).

A qualidade da serapilheira é medida por concentrações de compostos orgânicos e inorgânicos tais como frações solúveis, nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), lignina (L), celulose (CEL), hemicelulose (HEM), compostos fenólicos e pelas razões carbono/ nitrogênio

(C/N) e lignina/ nitrogênio (L/N) (KRISHNA E MOHAN, 2017). A composição química dos materiais orgânicos é um dos principais causadores de variação na taxa de decomposição. Estudos apontam que a concentração de N e as relações C/N e L/N são bons preditores da taxa de decomposição (MEENTEMEYER, 1978; COBO et al. 2002; PINTO et al. 2016).

O nitrogênio, por exemplo, é um elemento essencial para o crescimento e reprodução dos microrganismos (PEI et al., 2019), podendo estimular ou limitar o crescimento microbiano e, conseqüentemente, causar variações na taxa de decomposição. O grau de imobilização e a mineralização do nitrogênio é em parte influenciado pela qualidade dos materiais orgânicos (teor de carbono e nutrientes). Quando o suprimento de C é abundante e as concentrações de nutrientes são baixas há um estímulo a imobilização de N, enquanto que quando o conteúdo de C diminui e a concentração de nutrientes aumenta há um favorecimento da mineralização (O'CONNELL, 1988).

Geralmente, espécies com baixo teor de nutrientes também estão associadas a altas relações C/N e L/N e, por isso, são mais resistentes a decomposição. Resíduos com alta relação C/N podem não fornecer nitrogênio suficiente para a reprodução microbiana (SELLE, 2007). Já altas concentrações de L/N indicam elevado teor de lignina, este último tem natureza recalcitrante e acaba tornando a matéria orgânica resistente ao ataque microbiano (MELILLO et al. 1982). Por essa razão, a alta concentração de lignina geralmente está correlacionada negativamente com a taxa de decomposição, sendo considerada um bom índice para prever taxas de decomposição em diferentes tipos de materiais orgânicos (MEENTEMEYER, 1978). Acredita-se que a lignina compõe cerca de 15 a 40% da serapilheira, podendo chegar a até 50% em alguns casos (KRISHNA E MOHAN, 2017).

Além da lignina, os polifenóis são compostos que também podem controlar a taxa de decomposição e a ciclagem de nutrientes. Polifenóis solúveis, tais como ácido ferúlico, ácido gálico ou flavanóides podem gerar tanto efeitos estimulantes como inibidores em microrganismos do solo, afetando a germinação de esporos e o crescimento hifal de fungos saprotróficos e micorrízicos (HÄTTENSCHWILER E VITOUSEK, 2000).

A decomposição é um processo ecossistêmico que apoia o manejo do solo de agroecossistemas. Quando se conhece a taxa de decomposição das espécies vegetais, é possível programar podas, selecionar espécies que melhor se adequem ao objetivo do produtor, modificar o método de aplicação da cobertura morta, regular o período de adição de resíduos e inseri-los em campo em momentos críticos, onde há alta demanda de nutrientes pelas culturas de interesse. Por fim, conhecer a taxa de decomposição ajuda a realizar um manejo mais sábio, que melhora a eficiência do uso de nutrientes, aumenta a produtividade e diminui as perdas por

lixiviação (NAIR, 1994). Neste contexto, é possível notar a importância da condução de estudos sobre a decomposição, principalmente em áreas tropicais, onde o solo é predominantemente pobre em nutrientes e, conseqüentemente, dependente desse processo para suprimir a demanda nutricional das plantas (SANTANA E SOUTO, 2011).

2.2 Palma de óleo (*Elaeis guineensis* Jacq.)

Acredita-se que a palma de óleo seja nativa da África Tropical e que tenha sido levada durante os séculos 14 a 17 para a América e Extremo Oriente (FAO, 2002). Atualmente, essa planta é cultivada em todas as planícies tropicais úmidas, com o sudeste asiático dominando sua produção (DISLICH et al., 2017).

A palma de óleo é uma cultura altamente produtiva, podendo alcançar 10 a 35 t/ha de cachos de frutos frescos por ano. A vida econômica desta cultura é de até 25 anos, com pico de produtividade entre 5 a 10 anos de plantio (SINGH et al., 2010). Entre as culturas oleaginosas, é a que possui maior rendimento por hectare (CORLEY; TINKER, 2003). No fruto dessa planta, o dendê, é possível extrair óleo do mesocarpo (polpa) e do endosperma (amêndoa). O óleo derivado do mesocarpo é amplamente usado na indústria alimentícia e na produção de biocombustíveis, enquanto que o óleo de amêndoa é empregado na indústria oleoquímica para fabricação de sabonetes, detergentes e produtos de higiene pessoal (BASIRON, 2007; TAO et al., 2017). Segundo CORLEY (1983), o rendimento potencial de ambos, polpa e amêndoa, pode chegar a aproximadamente 17 t ha⁻¹ ano⁻¹.

Além da gama de produtos que podem ser gerados com a palma de óleo e de seu notável rendimento por hectare, os custos de estabelecimento e produção desta cultura são relativamente baixos, o que tem contribuído com a rápida expansão em seu cultivo (FAYLE et al. 2010). O problema da expansão da palma de óleo são as serias ameaças que os ecossistemas tropicais sofrem (FITZHERBERT et al., 2008), pois o desmatamento tem sido a prática de limpeza de área mais comum para o estabelecimento dessa cultura (KIM et al., 2015; KOH et al., 2011).

Países como a Indonésia e Malásia, que detêm 85% da produção mundial de palma de óleo e ocupam cerca 7,1 e 4,6 milhões de ha de área plantada, respectivamente (DISLICH et al., 2017 apud FAO, 2015) tem experimentado as maiores taxas de desmatamento do mundo (MARGONO et al., 2014). Entre os anos 1990 e 2005, a Indonésia e Malásia, tiveram mais da metade de toda sua expansão de palma de óleo às custas da floresta nativa (KOH et al., 2008).

A conversão das áreas de vegetação nativa em sistemas agrícolas através do desmatamento gera muitos efeitos negativos. Afetando, por exemplo, as emissões de gases do efeito estufa (GEE) e compostos orgânicos voláteis (COV), que acabam sendo emitidos pela

vegetação e pelo solo em grandes quantidades (FARGIONE et al., 2008). Consequentemente, a qualidade do ar também é afetada. As queimadas aumentam a emissão de GEE e poluem o ar ao gerar fumaça intensa e neblinas, que cobrem grandes áreas e prejudicam a saúde da população (DISLICH et al., 2017). Um exemplo disso foram os incêndios florestais no sudeste asiático, que liberaram substâncias cancerígenas e gases tóxicos que causaram problemas respiratórios imediatos e a longo prazo na população (DISLICH et al., 2017 apud REDDINGTON et al., 2014, MOTT et al., 2005).

O cultivo insustentável da palma de óleo também pode levar a degradação do solo. A redução da cobertura vegetal aumenta os riscos de escoamento superficial, erosão, sedimentação e compactação do solo (GUILLAUME et al., 2015; DISLICH et al., 2017). Em um estudo desenvolvido na Malásia, constatou-se que as perdas de solo por erosão em uma plantação madura de palma de óleo chegaram a variar entre 7,7 a 14 t / ha / ano (HARTEMINK, 2006). Processos como a erosão removem a camada mais fértil do solo e reduzem a quantidade de nutrientes e matéria orgânica, além de modificar propriedades do solo, como taxas de infiltração e biodiversidade (LORD; CLAY, 2006). A deposição de sedimentos também é outra problemática que fora da área de plantio pode provocar constrição de rios e ameaçar habitats aquáticos (SAHAT et al., 2016). Durante o ciclo da palma de óleo, o solo também pode ser afetado pelo uso intensivo de fertilizantes químicos e a falta de retorno de carbono pelos resíduos da vegetação (TAO et al., 2017 apud GUILLAUME et al., 2015).

Os prejuízos ambientais envolvidos na expansão e cultivo insustentável da palma de óleo, que cercam os grandes países produtores como Malásia e Indonésia, devem ser evitados outros países com potencial de expansão. As demandas por óleo palma continuam crescendo e como a disponibilidade de terras da Ásia está chegando ao limite, a expansão dessa cultura se abre para outras fronteiras, como a América latina (FURUMO; AIDE, 2017).

Na América latina, o Brasil é quem possui a maior reserva de floresta apta a expansão de palma de óleo, com 2 283 000 km², sendo a Amazônia a região com maior potencial. A Amazônia possui condições de temperatura, precipitação e solo favoráveis ao cultivo de palma de óleo. Até os solos altamente ácidos da região não são um problema, já que a palma de óleo tolera acidez. Além disso, esta região possui áreas de baixa elevação, que são preferíveis a cultura (BUTLER; LAURANCE, 2009).

Na última década, a Amazônia ampliou consideravelmente seu cultivo de palma de óleo (VILLELA et al., 2014) o que também gerou substituição de extensas áreas de vegetação nativa na Amazônia (AZHAR et al. 2014). Consequentemente, perdas e alterações em habitats naturais e impactos na biodiversidade também ocorreram (IMMERZEEL et al. 2014).

Neste contexto, a preservação e a manutenção da biodiversidade dentro do cenário de produção de palma de óleo precisa ser considerada, pois a biodiversidade é fundamental ao funcionamento do ecossistema e ao bem-estar humano (CBD, 2010). A partir da floresta, o homem pode obter serviços florestais madeireiros (frutos, látex, madeiras, ervas, etc), conhecidos como serviços de provisão, como também serviços de regulação. Os serviços de regulação geram benefícios intangíveis que estão ligados ao controle dos ciclos biológicos (ciclagem de nutrientes, estabilidade climática, regulação e fornecimento de água, etc). Sem os serviços de regulação, atividades de produção, consumo e sobrevivência de qualquer espécie existente estaria seriamente comprometida. Portanto, preservar a floresta amazônica é preservar os serviços ecossistêmicos que ela fornece, cujo valor, muitas vezes, é difícil de mensurar (CASTRO; ANDRADE, 2016).

O estado do Pará é o maior produtor de Palma de óleo dentro do bioma amazônico. Desde a década de 50, o governo tem criado condições econômicas, políticas, normativas e infraestruturais que viabilizam a reprodução da cadeia produtiva do óleo da palma no território paraense (NAHUM; SANTOS, 2016). O Pará conta com três grandes empresas (Agropalma, Marborges e Yossam) que dominam a produção de dendê, além de pequenos produtores independentes e associados (MULLER et al., 2006). Em geral, o sistema de cultivo adotado pelos produtores é a monocultura (NAHUM; SANTOS, 2016). No entanto, a partir de 2010, o cenário de expansão da dendeicultura com base em cultivos solteiros começou a se modificar.

Em 2010, o governo federal lançou uma iniciativa sobre a expansão do cultivo de palma de óleo no território nacional, o qual inclui medidas para conter uma expansão desordenada, usando meios como zoneamento agroecológico (clima e solo) e controle por satélite sobre o plantio. Dentro dessa iniciativa foi lançado o programa de produção sustentável de palma de óleo em Tomé-Açu/PA (INCRA, 2010). Este programa, teve seu foco na integração entre a expansão da produção de dendezeiros, agricultura familiar e o cultivo em áreas degradadas. Considerando que em Tomé-Açu as propriedades familiares tradicionalmente praticam a agrossilvicultura e que esse sistema é um modelo que atende aos requisitos do programa governamental, a produção de dendezeiros em SAFs é uma alternativa potencial (RAMOS et al., 2018).

2.3 Sistemas agroflorestais

A produção combinada de árvores com espécies agrícolas em uma mesma área é uma prática antiga realizada por agricultores em todo o mundo. Continentes como Ásia, Europa, América e África tem vastas experiências com esse tipo de cultivo, que atualmente é conhecido como sistema agroflorestal (SAF) (NAIR, 1994).

Muitos conceitos já foram atribuídos ao SAF, entretanto, nenhum parece ser totalmente adequado. Do ponto de vista científico, todo SAF, deve ter duas características para se distinguir de outras formas de uso da terra. Primeiro, deve ter um cultivo de plantas perenes lenhosas na mesma unidade de terra que culturas agrícolas e/ou animais, misturados ou em sequência espacial. Segundo, deve haver interação significativa (positiva e/ou negativa) entre os todos os componentes do sistema (NAIR, 1994).

Um sistema agroflorestal, mesmo em seu modelo mais simples, consegue ser mais complexo do que um sistema de monocultura. Dentro do SAF, a riqueza de espécies cultivadas ajuda a garantir segurança alimentar e potencializa valiosos serviços ambientais (GARCIA et al. 2017). Entre os serviços ambientais podemos destacar aqueles ligados aos fluxos de água, carbono e nutrientes na relação solo-planta-atmosfera (KATO et al. 2011). Tais benefícios tem relação direta com processos como a ciclagem de água, nutrientes e a decomposição, que ao serem otimizados melhoram a qualidade do solo (CARVALHO et al. 2004; ROCHA et al. 2014; SANCHEZ, 1995).

Nos sistemas baseados em árvores, como os SAFs, a ciclagem de nutrientes e decomposição são comumente consideradas mais eficientes e, por sua vez, possuem maior potencial para melhorar a fertilidade do solo. Isso porque, teoricamente, o componente arbóreo possui um sistema de raízes mais extenso e profundo do que plantas herbáceas, tendo maior potencial para capturar e reciclar uma quantidade maior de nutrientes. Além disso, a contribuição de serapilheira das árvores é geralmente maior do que de plantas herbáceas, aumentando a quantidade de matéria orgânica disponível para decomposição (NAIR, 1994). A diversidade vegetal dos SAFs também pode gerar um microclima mais favorável a atividade dos organismos decompositores, impactando a taxa de decomposição (GUO et al., 2018).

A possibilidade de gerenciar os componentes vegetais é outro benefício dentro dos SAFs. Um bom gerenciamento facilita o aumento da taxa de transferência de nutrientes sem comprometer a produtividade geral do sistema, resultando em uso mais eficiente dos nutrientes do solo (NAIR, 1994). Os efeitos positivos dos SAFs sobre recursos e processos naturais tem propagado sua utilização para fins de recuperação de áreas degradadas, redução de desmatamento e melhorias de serviços ecossistêmicos (BRIENZA JÚNIOR et al. 2010; CASTRO et al. 2009). Entretanto, para que esse sistema seja uma forma de uso da terra bem-sucedida, que garante objetivos como produção e estabilidade ecológica, é preciso estabelecer corretamente as espécies que vão compor o sistema e as práticas de manejo. Caso contrário, esse sistema pode falhar como qualquer outra forma de uso da terra (NAIR, 1994).

A adoção de sistemas agroflorestais pelos agricultores familiares já é uma realidade na Amazônia brasileira (NAIR, 1989). A ampla diversidade de espécies que geralmente compõem esses sistemas atende a muitas necessidades das comunidades rurais (Embrapa – CPAA, 1992), gerando renda e melhorando a qualidade de vida dos produtores rurais. Além disso, nos SAFs há melhor aproveitamento dos recursos naturais, o que diminui a necessidade de insumos externos e, conseqüentemente, os custos de produção, resultando em economia ao produtor (CAMARGO et al., 2019).

REFERÊNCIAS

- ABER JD, MELILLO JM. *Terrestrial Ecosystems*. Saunders College Publishing, Philadelphia, pp. 200-205, 1991.
- AERTS, R. Climate, Leaf Litter Chemistry and Leaf Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems: A Triangular Relationship. **Oikos**, v. 79, n. 3, p. 439, 1997.
- ANDRADE, A. G.; TAVARES, S. R. L.; COUTINHO, H. L. C. Contribuição da serapilheira para recuperação de áreas degradadas e para manutenção da sustentabilidade de sistemas agroecológicos. **Agroecologia**, v. 24, n. 220, p. 55–63, 2003.
- AZHAR, B. et al. Effects of monoculture and polyculture practices in oil palm smallholdings on tropical farmland birds. **Basic and Applied Ecology**, v. 15, n. 4, p. 336–346, 2014.
- BAKAR, R. A. et al. Effects of ten year application of empty fruit bunches in an oil palm plantation on soil chemical properties. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 89, n. 3, p. 341–349, abr. 2011.
- BASIRON, Y. Palm oil production through sustainable plantations. **European Journal of Lipid Science and Technology**, v. 109, n. 4, p. 289–295, 2007.
- BRIENZA JÚNIOR, S. et al. Sistemas Agroflorestais na Amazônia Brasileira: Análise de 25 Anos de Pesquisas. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 0, n. 60, p. 67–76, 2010.
- BUTLER, R. A.; LAURANCE, W. F. Is Oil Palm the Next Emerging Threat to the Amazon? **Tropical Conservation Science**, v. 2, n. 1, p. 1–10, mar. 2009.
- CAMARGO, G. M. et al. Sistemas agroflorestais biodiversos: uma alternativa para pequenas propriedades rurais. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, v. 15, n. 1, p. 34–46, 2019.
- CAMPANHA, M. M. et al. Análise comparativa das características da serrapilheira e do solo em cafezais (*Coffea arabica* L.) cultivados em sistema agroflorestal e em monocultura, na zona da mata MG. **Revista Arvore**, v. 31, n. 5, p. 805–812, 2007.
- CARVALHO, R.; GOEDERT, W. J.; ARMANDO, M. S. Atributos físicos da qualidade de um solo sob sistema agroflorestal. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 39, n. 11, p. 1153–1155, 2004.
- CASTRO, A. S.; ANDRADE, D. C. O custo econômico do desmatamento da Floresta Amazônica brasileira (1988-2014). **Perspectiva Econômica**, v. 12, n. 1, p. 1–15, 10 fev. 2016.
- COBO, J. G. et al. Decomposition and nutrient release by green manures in a tropical hillside agroecosystem. **Plant and Soil**, v. 240, n. 2, p. 331–342, 2002.
- CORLEY, R. H. .; TINKER, P. B. *The Oil Palm*. By C. W. S. Hartley, 2nd edn. London: Longmans (1977), pp. 824, £25. **Experimental Agriculture**, v. 14, n. 4, p. 1–562, 3 out. 2003.

- DE CARVALHO, W. R. et al. Short-term changes in the soil carbon stocks of young oil palm-based agroforestry systems in the eastern Amazon. **Agroforestry Systems**, v. 88, n. 2, p. 357–368, 2014.
- DE CASTRO, A. P. et al. Os sistemas agrofloretais como alternativa de sustentabilidade em ecossistemas de várzea no Amazonas. **Acta Amazonica**, v. 39, n. 2, p. 279–288, 2009.
- DISLICH, C. et al. A review of the ecosystem functions in oil palm plantations, using forests as a reference system. **Biological Reviews**, v. 92, n. 3, p. 1539–1569, 2017.
- FARGIONE, J. et al. Land clearing and the biofuel carbon debt. **Science**, v. 319, n. 5867, p. 1235–1238, 29 fev. 2008.
- FAYLE, T. M. et al. Oil palm expansion into rain forest greatly reduces ant biodiversity in canopy, epiphytes and leaf-litter. **Basic and Applied Ecology**, v. 11, n. 4, p. 337–345, 2010.
- FITZHERBERT, E. B. et al. How will oil palm expansion affect biodiversity? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 23, n. 10, p. 538–545, 2008.
- FRANZINI, V. I. et al. Fertilidade do Solo, Nutrição e Desenvolvimento Vegetativo da Palma de Óleo Consorciada com Culturas Alimentares. **Embrapa Amazônia Oriental, Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 119**, p. 29, 2017.
- FREY, S. D. et al. Fungal translocation as a mechanism for soil nitrogen inputs to surface residue decomposition in a no-tillage agroecosystem. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, n. 5, p. 689–698, 1 maio 2000.
- FURLAN JUNIOR, J. Dendê: manejo e uso dos subprodutos e dos resíduos. **Embrapa Amazônia Oriental (Documentos 246)**, p. 40, 2006.
- FURUMO, P. R.; AIDE, T. M. Characterizing commercial oil palm expansion in Latin America: land use change and trade. **Environmental Research Letters**, v. 12, n. 2, p. 12, 1 fev. 2017.
- GAMA-RODRIGUES, A. C. Ciclagem de nutrientes em sistemas agrofloretais: funcionalidade e sustentabilidade. **Sistema Agrofloretais, Tendência da Agricultura Ecológica nos Trópicos: Sustento da Vida e Sustento de Vida**, v. 1, n. 1, p. 1–36, 2000.
- GARCIA, B. N. R.; VIEIRA, T. A.; OLIVEIRA, F. DE A. Tree and shrub diversity in agroforestry homegardens in rural community in Eastern Amazon. **Floresta**, v. 47, n. 4, p. 543–552, 2017.
- GUILLAUME, T.; DAMRIS, M.; KUZYAKOV, Y. Losses of soil carbon by converting tropical forest to plantations: erosion and decomposition estimated by $\delta^{13}\text{C}$. **Global Change Biology**, v. 21, n. 9, p. 3548–3560, set. 2015.
- GUO, J. et al. Decomposition of tree leaf litter and crop residues from ginkgo agroforestry

- systems in Eastern China: an in situ study. **Journal of Soils and Sediments**, v. 18, n. 4, p. 1424–1431, 2018.
- HARTEMINK, A. E. Erosion: Perennial Crop Plantations. In: **Encyclopedia of Soil Science**. [s.l.] CRC Press, 2006. p. 1613–1617.
- HÄTTENSCHWILER, S.; VITOUSEK, P. M. Hattenschwiler & Vitousek 2000 Polyphenols and nutrient cycling. v. 15, n. 6, p. 238–243, 2000.
- IMMERZEEL, D. J. et al. Biodiversity impacts of bioenergy crop production: A state-of-the-art review. **GCB Bioenergy**, v. 6, n. 3, p. 183–209, 2014.
- ISAAC, S. R.; NAIR, M. A. Biodegradation of leaf litter in the warm humid tropics of Kerala, India. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 37, n. 9, p. 1656–1664, 2005.
- KATO, O. R. et al. Projeto Dendê em Sistemas Agroflorestais na Agricultura Familiar. **Congresso Brasileiro De Sistemas Agroflorestais**, v. 8, n. 1, p. 7, 2011.
- KHALID, H.; ZIN, Z. Z.; ANDERSON, J. M. Decomposition processes and nutrient release patterns of oil palm residues. **Journal of oil palm research**, v. 12, n. I, p. 46–63, 2000.
- KIM, P. S. et al. Sensitivity of population smoke exposure to fire locations in Equatorial Asia. **Atmospheric Environment**, v. 102, n. June 2013, p. 11–17, fev. 2015.
- KOH, L. P. et al. Remotely sensed evidence of tropical peatland conversion to oil palm. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 108, n. 12, p. 5127–5132, 22 mar. 2011.
- KRISHNA, M. P.; MOHAN, M. Litter decomposition in forest ecosystems: a review. **Energy, Ecology and Environment**, v. 2, n. 4, p. 236–249, 2017.
- LORD, S.; CLAY, J. Environmental Impacts of Oil Palm—Practical Considerations in Defining Sustainability for Impacts on the Air, Land and Water. **International planters conference on higher productivity and efficient practices for sustainable agriculture**, p. 1–37, 2006.
- MARGONO, B. A. et al. Primary forest cover loss in Indonesia over 2000–2012. **Nature Climate Change**, v. 4, n. 8, p. 730–735, 29 ago. 2014.
- MEENTEMEYER, V. Macroclimate the Lignin Control of Litter Decomposition Rates. **The Ecological Society of America**, v. 59, n. 3, p. 465–472, 1978.
- MELILLO, J. M.; ABER, J. D.; MURATORE, J. F. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. **Ecology**, v. 63, n. 3, p. 621–626, 1982.
- MORADI, A. et al. Decomposition and nutrient release temporal pattern of oil palm residues. **Annals of Applied Biology**, v. 164, n. 2, p. 208–219, 2014.
- MULLER, A. A.; FURLAN, J. J.; CELESTINO, P. F. A Embrapa Amazonia Oriental e o Agronegócio do dendê no Pará. **Embrapa Amazônia Oriental (Documentos 257)**, p. 67, 2006.

- NAHUM, J. S.; SANTOS, C. B. DOS. A dendeicultura na Amazônia paraense. **GEOUSP: Espaço e Tempo (Online)**, v. 20, n. 2, p. 281, 2016.
- NAIR, P. K. R. **An Introduction to Agroforestry**. [s.l.: s.n.]. v. 23
- NAIR, P. K. R.; KUMAR, B. M.; NAIR, V. D. **Agroforestry as a strategy for carbon sequestration** *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, fev. 2009.
- O' CONNELL, A. M. Nutrient Dynamics in Decomposing Litter in Karri (*Eucalyptus Diversicolor* F . Muell .) Forests Author (s): A . M . O ' Connell NUTRIENT DYNAMICS IN DECOMPOSING LITTER IN KARRI (*EUCALYPTUS DIVERSICOLOR* F . MUELL .) FORESTS OF SOUTH-WESTERN AUSTRALIA. **Journal of Ecology**, v. 76, n. 4, p. 1186–1203, 1988.
- OLSON, J. S. Energy Storage and the Balance of Producers and Decomposers in Ecological Systems Author (s): Jerry S . Olson Published by : Ecological Society of America Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/1932179> Your use of the JSTOR archive indicates your acce. **America**, v. 44, n. 2, p. 322–331, 1963.
- PALM, C. A. et al. Organic inputs for soil fertility management in tropical agroecosystems: Application of an organic resource database. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 83, n. 1–2, p. 27–42, 2001.
- PEI, G. et al. Nitrogen, lignin, C/N as important regulators of gross nitrogen release and immobilization during litter decomposition in a temperate forest ecosystem. **Forest Ecology and Management**, v. 440, n. November 2018, p. 61–69, 2019.
- PETIT-ALDANA, J. et al. Litter Decomposition Process in Coffee Agroforestry Systems. n. July, 2019.
- PINTO, H. C. A. et al. Decomposição da serapilheira foliar de floresta nativa e plantios de *Pterogyne nitens* E *Eucalyptus urophylla* no sudoeste da bahia. **Ciencia Florestal**, v. 26, n. 4, p. 1141–1153, 2016.
- RAMOS, H. M. N. et al. Above- and belowground carbon stocks of two organic, agroforestry-based oil palm production systems in eastern Amazonia. **Agroforestry Systems**, v. 92, n. 2, p. 221–237, 2018.
- ROBERTSON, G. P.; PAUL, E. A. Decomposition and Soil Organic Matter Dynamics. **Methods in Ecosystem Science**, n. C, p. 104–116, 2000.
- ROCHA, G. P. et al. Caracterização e estoques de carbono de sistemas agrofloretais no cerrado de Minas Gerais. **Ciencia Rural**, v. 44, n. 7, p. 1197–1203, 2014.
- SAHAT, S. et al. Estimation of Soil Erosion Rates in Oil Palm Plantation with Different Land Cover. **Soft Soil Engineering International Conference 2015**, v. 136, n. 1, p. 9, jul. 2016.

- SANCHEZ, P. A. Science in agroforestry. **Agroforestry Systems**, v. 30, n. 1–2, p. 5–55, 1995.
- SANTANA, J. A. DA S.; SOUTO, J. S. Produção de serapilheira na Caatinga da região semi-árida do Rio Grande do Norte, Brasil. **Idesia**, v. 29, n. 2, p. 87–94, 2011.
- SANTIAGO, W. R. et al. Nitrogênio mineral e microbiano do solo em sistemas agroflorestais com palma de óleo na Amazônia oriental. **Acta Amazonica**, v. 43, n. 4, p. 395–405, 2013.
- SANTOS, M. J. C.; PAIVA, S. N. OS SISTEMAS AGROFLORESTAIS COMO ALTERNATIVA ECONÔMICA EM PEQUENAS PROPRIEDADES. **Ciência Florestal**, v. 12, n. 1, p. 135–141, 2002.
- SAVCI, S. An Agricultural Pollutant: Chemical Fertilizer. **International Journal of Environmental Science and Development**, v. 3, n. 1, p. 73–80, 2012.
- SELLE, G. L. Nutrient cycling in forest ecosystems (Portuuese). **Bioscience Journal**, v. 23, n. 4, p. 29–39, 2007.
- SILVEIRA FRANCO, F. et al. Quantificação De Erosão Em Sistemas Agroflorestais E Convencionais Na Zona Da Mata De Minas Gerais Evaluation of Erosion Under Agroforestry and Conventional Systems in Zona Da Mata De Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 26, n. 64, p. 751–760, 2002.
- SINGH, R. P. et al. Composting of waste from palm oil mill: a sustainable waste management practice. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 9, n. 4, p. 331–344, 25 dez. 2010.
- TAO, H.-H. et al. Long-term crop residue application maintains oil palm yield and temporal stability of production. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 37, n. 4, p. 33, 28 ago. 2017.
- VESTERDAL, L. Influence of soil type on mass loss and nutrient release from decomposing foliage litter of beech and Norway spruce. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 29, n. 1, p. 95–105, 1999.
- VILLELA, A. A. et al. Status and prospects of oil palm in the Brazilian Amazon. **Biomass and Bioenergy**, v. 67, p. 270–278, 2014.
- VITOUSEK, P. M. et al. HUMAN ALTERATION OF THE GLOBAL NITROGEN CYCLE: SOURCES AND CONSEQUENCES. **Ecological Applications**, v. 7, n. 3, p. 737–750, 1997.
- VITOUSEK, P. M. et al. Nutrient Imbalances in Agricultural Development. **Science**, v. 324, n. 5934, p. 1519–1520, 19 jun. 2009.

3 DECOMPOSIÇÃO DE FRAÇÕES DE PALMA DE ÓLEO (*Elaeis guineensis*) EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS E MONOCULTIVO NO NORDESTE PARAENSE

3.1 INTRODUÇÃO

O dendezeiro (*Elaeis guineensis* Jacq.) produz um óleo bastante versátil, presente em produtos alimentícios, farmacêuticos, cosméticos, e também na produção de biodiesel (BASIRON, 2007; TAO et al., 2017). O óleo de palma é o óleo vegetal mais produzido e comercializado do mundo. Em 2017/18 o volume global de produção de óleo de palma totalizou 70,5 milhões de toneladas em comparação com 55,17; 19,45; 28,00 milhões de toneladas dos principais concorrentes, os óleos de soja, girassol e canola, respectivamente (STATISTICA, 2019).

No Brasil, atualmente maior produção de óleo de palma está situada no estado do Pará (RIBEIRO et al. 2010). A palma de óleo é uma cultura produzida principalmente de forma convencional e que possui altas exigências nutricionais. Os solos do Estado do Pará são naturalmente de baixa fertilidade, tornando as plantações dependentes de altas doses de fertilizantes para assegurar o desenvolvimento vegetativo adequado das plantas e produtividade elevada (FRANZINI et al., 2017).

Entretanto, a utilização excessiva e a longo prazo de fertilizantes químicos podem alterar o pH do solo, a atividade de microrganismos, causar poluição nos recursos hídricos e também causar poluição do ar devido a emissões de óxidos de nitrogênio (NO, N₂O, NO₂), por exemplo (SAVCI, 2012). Por isso, é importante adotar práticas de manejo que diminuam a aplicação de fertilizantes nas lavouras de palma de óleo e que preconizem a otimização de processos naturais como a ciclagem de nutrientes e a decomposição para melhorar a fertilidade das lavouras.

A ciclagem de nutrientes envolve a transferência contínua de nutrientes dentro de diferentes componentes do ecossistema (GOLLEY et al 1975; Jordan 1985). A transferência desses nutrientes só é possível devido a decomposição, que através de vários processos físicos e químicos reduzem a matéria orgânica em constituintes químicos elementares que são liberados ao solo e absorvidos pelas plantas (AERTS, 1997).

No município de Tomé-Açu, no nordeste paraense, a palma de óleo já é cultivada em sistemas alternativos a partir do projeto “Diversificação da palma de óleo: conciliando conservação com meios de vida” que é uma parceria entre Natura, Cooperativa Agrícola Mista de Tomé-Açu (CAMTA), Embrapa, ICRAF e conta com recursos da USAID/Global Development Alliance. O projeto visa aumentar os benefícios socioambientais da cadeia de valor da palma de óleo e reduzir o desmatamento e a degradação dos recursos naturais utilizando

sistemas agroflorestais com a palma de óleo como cultura de maior interesse. Neste projeto o dendê é consorciado com espécies madeiras, frutíferas e adubadeiras (ICRAF, 2019).

Os sistemas agroflorestais são conhecidos pelos benefícios socioeconômicos e ambientais que proporcionam (Nair, 1993). Na área ambiental está associado ao sequestro de carbono, melhoria na fertilidade, otimização da ciclagem de nutrientes e controle da erosão (NAIR et al. 2009; SILVEIRA FRANCO et al. 2002).

A abundância de serapilheira de um SAF depende da diversidade vegetal e da decomposição da matéria orgânica. Quanto menor a taxa de decomposição maior é o tempo em que a serapilheira se mantém sobre o solo, enquanto que taxas elevadas de decomposição favorecem a liberação de nutrientes para as plantas (ISAAC E NAIR, 2005). A velocidade de decomposição da matéria orgânica a nível local, geralmente é influenciada pela qualidade do material vegetal. Quanto maior a quantidade de nutrientes e menor as relações C/N e Lignina/N maior é a qualidade da serapilheira. Conseqüentemente, menor é o tempo de liberação de nutrientes para as plantas (PALM et al. 2001).

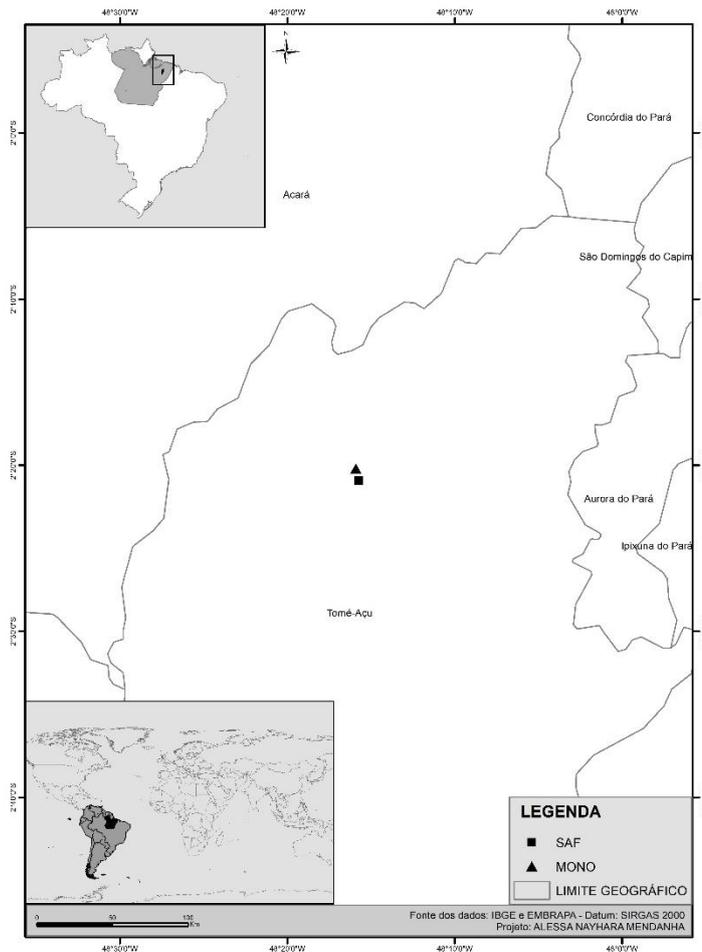
A palma de óleo é uma cultura gera muito resíduo. Regulamente, grandes quantidades de produtos do tipo fibra, na forma de cachos de frutos vazios retornam para as plantações como cobertura morta, para fins de nutrição e conservação do solo (BASIRON, 2007). Além disso, em toda safra, folhas de dendezeiro são podadas para facilitar a colheita, gerando uma quantidade significativa de resíduos sobre o solo (FURLAN JUNIOR, 2006).

Neste contexto, este estudo busca compreender a decomposição e liberação de nutrientes dos resíduos de palma de óleo em SAFs e comparar a dinâmica desses processos com um sistema convencional de produção desta cultura, afim de verificar se há diferenças significativas nas taxas de decomposição e liberação de nutrientes entre os SAFs e o monocultivo. Considerando a hipótese de que nos SAFs a diversificação vegetal, aumentará a taxa de decomposição, devido aos efeitos diretos e indiretos sobre o microambiente do solo, afetando a quantidade e diversidade de organismos decompositores.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1. Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em duas áreas experimentais do projeto “Diversificação da palma de óleo: conciliando conservação com meios de vida”. As áreas de estudo estão localizadas em duas fazendas no município de Tomé-Açu, Pará, Brasil (Figura 1).



No município há predominância de Latossolo Amarelo, com classes texturais variando de média a argilosa (BAENA E FALESI, 1999). Algumas características do solo das áreas experimentais são mostradas na tabela 1. O clima da área de estudo é quente e úmido e classificado como Am de acordo com sistema de classificação de Koeppen. A média anual de temperatura e precipitação é de 26,4 °C e 2400 mm, respectivamente, e a média anual da umidade relativa do ar é de 85% (PACHECO E BASTOS, 2008).

Tabela 1 – Análise das propriedades do solo realizadas em 2018 em dois sistemas agroflorestais e um monocultivo, localizados no município de tomé-açu. Safbio é um sistema agroflorestal de alta diversidade, composto por espécies madeiras, frutíferas e adubadeiras consorciadas com palma de óleo. Safadub é um sistema agroflorestal menos diversificado composto por espécies adubadeiras, sendo elas *gliricidia sepium*, *inga edulis* e *tithonia diversifolia* em consórcio com a palma de óleo. Mono refere-se ao monocultivo de palma de óleo.

Sistema de cobertura do solo	pH (CaCl ₂)	P (Mehlich I)	mg/dm ³					CTC cmolc dm ³	V %	mg/dm ³			Textura
			K	Ca	Mg	Al	H+Al			Areia	Silte	Argila	
SAFbio	5,6	21,8	103,5	861,7	127,6	0,0	19,0	7,5	74,3	677500	133000	190000	Média
SAFadub	5,4	15,8	66,5	791,6	203,6	0,0	23,8	8,2	70,8	690000	133000	178000	Média
Mono	4,3	10,0	28,0	380,8	64,8	24,0	79,0	8,3	29,7	557000	153000	290000	Média

Fonte: Mila Façanha (2018)

3.2.2. Descrição do experimento

O estudo foi desenvolvido em dois sistemas agroflorestais (SAFs) com a palma de óleo (*Elaeis guineensis*) como cultura de maior interesse econômico, e em um monocultivo de palma de óleo. Todas as áreas experimentais possuem 11 anos de idade. A diferença básica entre os SAFs encontra-se na composição de espécies vegetais. A descrição de cada sistema segue abaixo:

- a) SAF adubadeira (SAFadub): possui baixa diversidade de espécies cultivadas, sendo composto pela palma de óleo consorciada com plantas cujo principal objetivo é servir de adubação verde e melhorar a fertilidade do solo. As espécies utilizadas nesse estudo encontram-se na tabela 2.
- b) SAF biodiverso (SAFbio): é um sistema com alta diversidade de espécies cultivadas, que tem a palma de óleo como principal cultura de valor econômico. Neste sistema a palma de óleo é consorciada com espécies madeireiras, frutíferas e adubadeiras (tabela 2).
- c) Monocultivo (Mono): sistema onde há somente o cultivo de palma de óleo.

O preparo das áreas para implantação dos sistemas agroflorestais ocorreu entre setembro e outubro de 2007. Todas as áreas foram preparadas com corte e trituração da vegetação (Floresta secundária). O resultado foi um montante de biomassa seca acima do solo de $55.3 \pm 0.9 \text{ Mg ha}^{-1}$ (média \pm erro padrão), utilizado como cobertura morta (CARVALHO et al. 2014).

Em 2008, foram plantadas mudas de palma de óleo do híbrido intraespecífico Tenera, de 15 meses de idade e aproximadamente 2 m de altura. Cada sistema agroflorestal (biodiverso e adubadeira) ocupou 2 hectares de área. A palma de óleo foi plantada em linhas duplas e com

Tabela 2 - composição de espécies dos sistemas agroflorestais biodiverso e adubadeira, em tomé – açú, pa

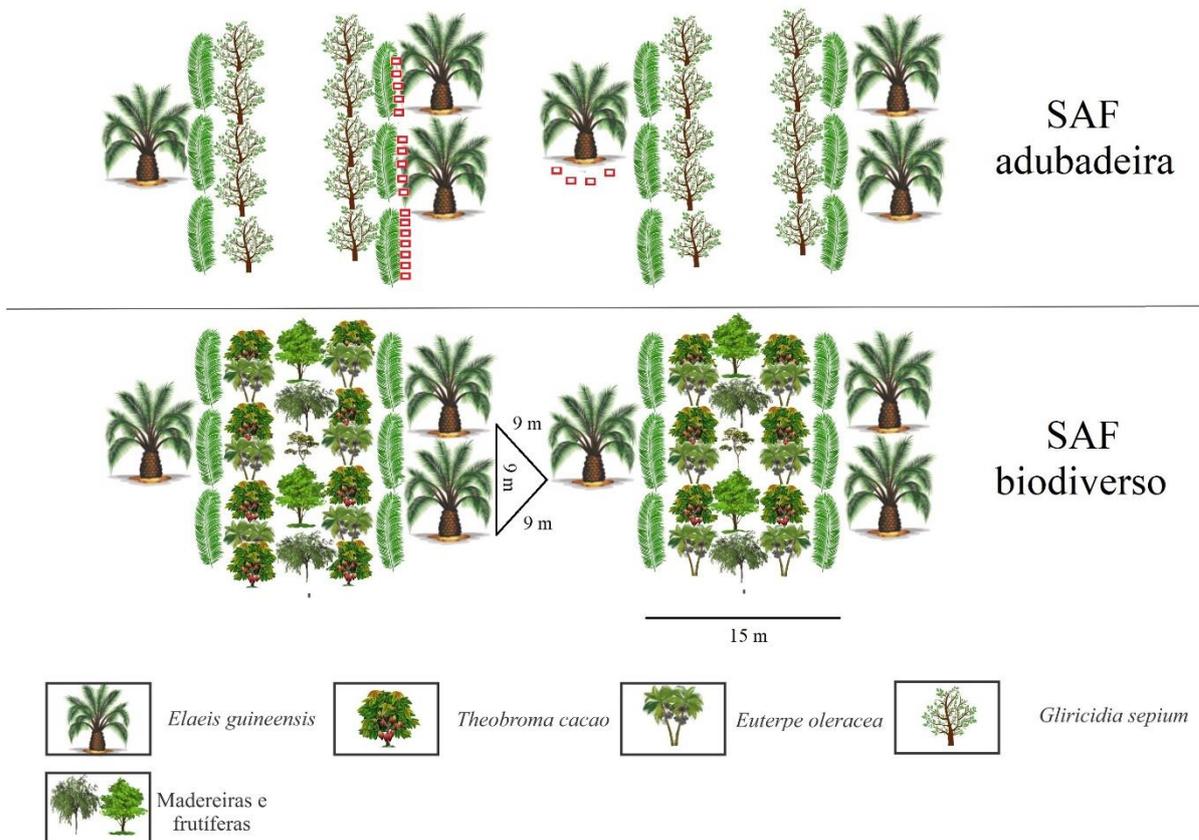
Nome científico	Família	SAF	
		Biodiverso	Adubadeira
<i>Gliricidia sepium</i>	Fabaceae		X
<i>Inga edulis</i>	Euphorbiaceae	x	X
<i>Tithonia diversifolia</i>	Asteraceae		X
<i>Theobroma cacao</i>	Arecaceae	x	
<i>Euterpe oleracea</i>	Arecaceae	x	
<i>Mangifera indica</i>	Anacardiaceae	x	
<i>Adenanthera pavonina</i>	Fabaceae	x	
<i>Tabebuia spp.</i>	Asteraceae	x	
<i>Acacia ssp.</i>	Fabaceae	x	
<i>Spondias mombin L</i>	Anacardiaceae	x	
<i>Tachigali multijuga</i>	Fabaceae	x	
<i>Carapa guianensis</i>	Meliaceae	x	
<i>Calophyllum brasiliense</i>	Calophyllaceae	x	

<i>Oenocarpus mapora</i>	Arecaceae	x
<i>Theobroma grandiflorum</i>	Malvaceae	x
<i>Jacaranda copaia</i>	Bignoniaceae	x

Fonte: Priscila Barros (2018)

arranjo espacial triangular (espaçamento 9 m x 9 m). Cada linha dupla de palma de óleo possui 18 plantas (nove plantas por linha simples), onde cada SAF (2 ha) possui um total de 198 plantas. Entre cada linha dupla de palma de óleo, foi instalado uma faixa de 15 m onde foi cultivado as espécies vegetais consorciadas (Figura 2). Na área experimental de monocultivo, foi usado o mesmo arranjo espacial dos SAFs, com espaçamento triangular de 8 m x 8 m.

Figura 2 - Croqui do arranjo espacial da palma de óleo (*Elaeis guineensis*) e das culturas consorciadas nos sistemas agroflorestais, tomé-açu, pa. Os quadrados vermelhos representam os posicionamentos dos litterbags na área experimental.



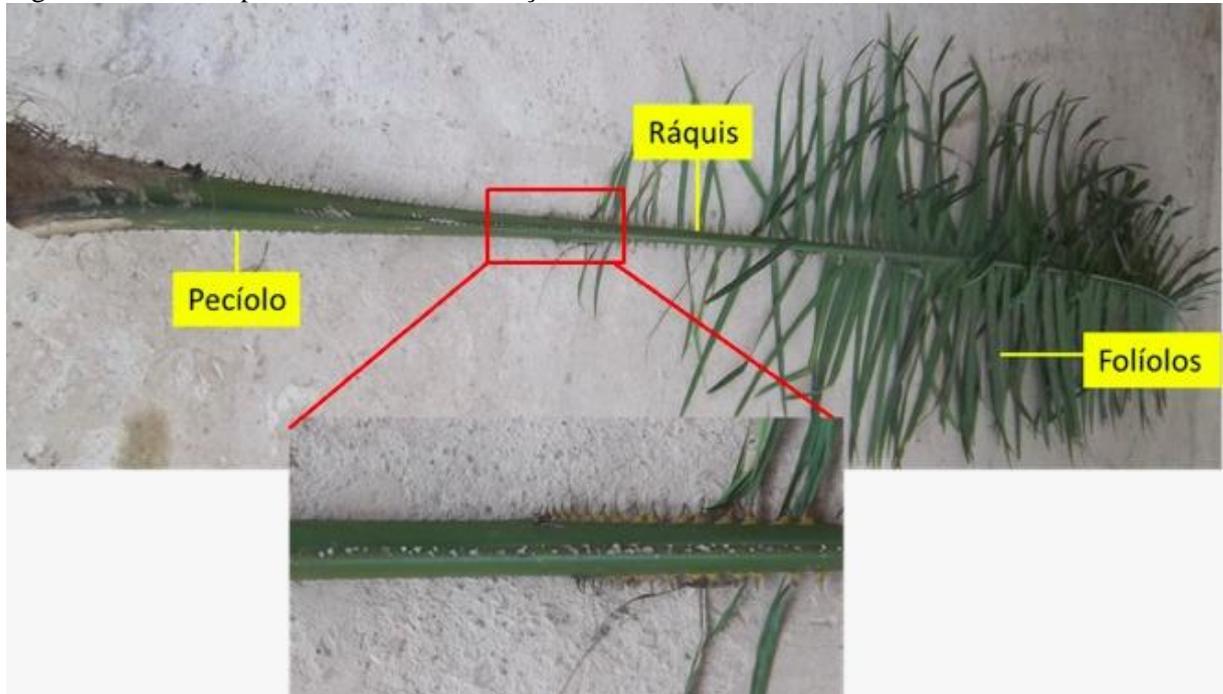
Fonte: Mila Fançanha (2018)

3.2.3. Decomposição no campo

Em 2016, foram estabelecidas em todas as áreas de estudo, quatro parcelas de 30 m x 30 m. Em março de 2019, foram podadas folhas e coletado cachos de fruto vazio de palma de óleo para o experimento. As folhas foram separadas em três frações: folíolo (FOL), ráquis (RAQ) e pecíolo (PEC) (Figura 3). A separação da folha em frações foi realizada com o objetivo de estudar a decomposição e liberação de nitrogênio separadamente, haja vista que são materiais

distintos do ponto de vista químico e morfológico. Os cachos de fruto vazio (CFV) foram fragmentados em engaços.

Figure 3 - Folha da palma de óleo e suas frações



Todas as folhas e CFV foram coletados de uma única área experimental (SAFbio) e foram usados para realização do experimento em todas as áreas de estudo. Posteriormente esse material foi levado ao laboratório onde foi separado entre frações para serem alocados nos litterbags que foram introduzidos nas três áreas de estudo.

Para determinação da massa remanescente foi usado o método de litterbag. Cada litterbag com 20 cm x 20 cm, feitos de tela com abertura de 1,0 mm, receberam porções médias de massa seca de 18,0; 45,0; 38,0 e 44,0 g de FOL, RAQ, PEC E CFV, respectivamente. Os resíduos foram inseridos separadamente nos litterbags. Em cada parcela, 84 litterbags foram aleatoriamente alocadas (4 frações x 3 repetições x 7 tempos de coleta). As três repetições de cada fração foram instaladas aleatoriamente nas parcelas. Os litterbags com engaços do cacho de dendê foram colocados ao redor da base da palma de óleo e o restante dos materiais ao lado do empilhamento de folhas de palma de óleo (Figura 2), seguindo a prática de aplicação das folhas e dos cachos pelos agricultores na área. Ambos os resíduos (folhas e cachos de fruto vazio) foram inseridos em campo em abril de 2019.

Após 21 (somente folíolo), 35, 62 e 90 dias, três litterbags de cada fração (FOL, RAQ, PEC e CFV) foram coletados por parcela em todos os sistemas estudados. Todas as amostras foram secas ao ar para facilitar o processo de limpeza (retirada de partículas do solo, raízes, macrofauna, entre outros detritos). Posteriormente, as amostras foram secas em estufa a 60 °C

e pesadas para calcular a massa remanescente e a liberação de nutrientes ao longo do período de decomposição estudado.

Durante a montagem dos litterbags, oito subamostras de cada fração foram secas em estufa a 60 °C até peso constante para calcular o teor de umidade (U) de cada fração. A umidade foi calculada da seguinte forma:

$$U = (MFF - MSF)/MSF$$

Onde, U é a umidade, MFF é a massa fresca de cada fração, MSF representa massa seca de cada fração. A partir do valor de umidade de cada subamostra, foi obtido um valor médio de umidade para representar cada fração estudada. Com o valor médio de umidade de cada fração foi realizada a conversão para massa seca de todas as amostras que foram à campo. A conversão para massa seca foi calculada da seguinte maneira:

$$MSF = (MFF0/(U + 100)) * 100$$

Onde, MSF é a massa seca da fração, MFF0 é a massa fresca da fração no tempo zero, U é a umidade.

As mesmas subamostras foram usadas para análise da composição química inicial das frações. Para mensurar a concentração de nutrientes em cada fração após os períodos de coleta, utilizou-se as três repetições de cada fração que foram coletadas em cada parcela nos diferentes sistemas. Estas amostras foram reunidas para formar uma amostra composta que posteriormente foi moída para realização das análises químicas.

3.2.4. Análises químicas

3.2.4.1. Lignina e Celulose

As concentrações de lignina e celulose foram determinadas através do método de detergente ácido (ANDERSON & INGRAM 1993). Amostras com 0,5 g de material moído (W1) foram imersas em uma solução de 100 mL de H₂SO₄ (0,5 M) / CTAB (20 g L⁻¹) e aquecidas a 100°C por 1 h. Após resfriamento, foram transferidas para um cadinho de vidro filtrante pré-queimado em mufla (400°C por 4h) e com peso conhecido (W2). Posteriormente as amostras foram lavadas com acetona até que o líquido filtrado saísse limpo (líquido transparente). Em seguida, as amostras foram levadas a estufa a 105°C por 2 h, esfriadas em dessecador e pesadas (W3). Em seguida, os cadinhos foram colocados em bandejas de vidro e preenchidos até metade de sua capacidade com solução de ácido sulfúrico a 72%. Após 3h de imersão no ácido sulfúrico a 72%, as amostras foram filtradas sob sucção para retirada do ácido e lavadas com água quente até que o resíduo não apresentasse acidez. A acidez foi mensurada através de fita indicadora de pH. Posteriormente as amostras foram lavadas com acetona P.A.

e levadas a estufa (105°C) por 2 h, resfriadas e pesadas (W4). Por fim, as amostras foram queimadas em mufla a 500°C por 3 h, resfriadas e pesadas (W5). A concentrações (mg g⁻¹) de lignina e celulose foram calculadas com as seguintes equações:

$$\begin{aligned} \text{Concentração de celulose} &= \{W3 - (W4/W1)\} \times 100 \\ \text{Concentração de lignina} &= \{W4 - (W5/W1)\} \times 100 \end{aligned}$$

3.2.4.2. Carbono e nitrogênio

Amostras de cada fração foram pesadas (40 mg) e inseridas em papel (inserir nome do papel) para realização das análises de carbono e nitrogênio que foram realizadas no analisador elementar vario MACRO cube.

3.2.5. Massa remanescente

A massa remanescente (%) de cada tempo de coleta foi calculada usando a seguinte equação:

$$M.R. (\%) = (M_t / M_0) \times 100$$

onde M_0 e M_t são a massa seca do resíduo no litterbag no início do experimento ($t=0$) e a massa seca remanescente no tempo t , respectivamente. A taxa de decomposição (k), foi calculada através da seguinte equação (OLSON, 1963):

$$(X_t/X_0) = e^{-kt}$$

onde X_t é a quantidade de massa seca remanescente no tempo t , X_0 é a quantidade de massa seca inicial e k é a taxa de decomposição.

3.2.6. Liberação de nitrogênio e carbono das frações de palma de óleo

A liberação de C e N (%) das frações de palma de óleo foi calculada com a seguinte equação (MORADI et al., 2014):

$$Ln (\%) = \frac{100 (N_0 - N_t)}{N_0}$$

Onde, Ln é o percentual de nutrientes liberado pela fração no tempo t ; e N_0 e N_t são o conteúdo de nutriente no início do experimento ($t = 0$) e no tempo t , respectivamente. O valor de N_0 e N_t foram calculados com as seguintes fórmulas:

$$N_0 (g) = C_0 (\%) \times DM_0 (g)$$

$$N_t (g) = C_t (\%) \times DM_t (g)$$

Onde C_0 e DM_0 são a concentração inicial de nutriente e o peso da massa seca inicial das frações, respectivamente. O C_t e DM_t são a concentração de nutriente e peso da massa seca das frações no tempo t , respectivamente.

3.2.7. Análise estatística

Todas as análises estatísticas foram realizadas usando o programa estatístico SigmaPlot, versão 12.0. A análise de variância (ANOVA) de dois fatores foi usada para avaliar a diferença na taxa de decomposição dos resíduos entre os sistemas de plantio. A ANOVA de um fator foi usada para analisar os efeitos de cada tratamento na perda de massa no 90° dia. A ANOVA de medidas repetidas foi usada para avaliar a diferença entre os tratamentos em cada sistema. O teste de diferença mínima significativa (LSD) foi usado para comparação de médias significativas. Foi usado o teste de Pearson para avaliar a correlação entre a taxa de decomposição e qualidade inicial dos resíduos.

3.3 RESULTADOS

3.3.1. Características químicas dos resíduos de palma de óleo

O FOL apresentou as maiores concentrações de nitrogênio, lignina e carbono, e as mais baixas relações C/N e L/N. Os CFV apresentaram a menor concentração de lignina e segundo maior valor de N, além de relações C/N e L/N estatisticamente iguais a de FOL. Semelhante ao RAQ, o PEC apresentou a menor concentração de N e relações C/N e L/N mais altas. Com exceção do FOL (menor concentração), todos os resíduos possuem concentração de celulose estatisticamente igual entre si (Tabela 3).

Tabela 3 - Características da qualidade inicial das frações de *Elaeis guineensis*, inseridos em litterbags, durante 240 dias, em sistema agroflorestal e monocultivo com palma de óleo. Os valores dos componentes químicos de cada fração é o mesmo para todos os sistemas de estudo.

Componente químico	FOL	RAQ	PEC	CFV
C (g kg ⁻¹)	440,68±1,70 a	432,83±2,55 a	418,33 ± 5,64 b	374,2 ± 6,12 c
N (g kg ⁻¹)	19,67±0,22 a	6,42 ± 0,39 b	6,57 ± 0,31 b	14,15 ± 1,47 c
C/N	22,40±0,34 b	68,09 ± 4,00 a	64,01 ± 2,92 a	24,01 ± 0,74 b
Lignina (g kg ⁻¹)	220,18±6,61 a	169,57 ± 2,50 bc	183,96 ± 7,72 b	152,24 ± 6,53 c
Celulose (g kg ⁻¹)	364,41±8,90 b	579,83 ± 5,30 a	589,30 ± 13,32 a	603,55 ± 13,12 a
L/N	11,19±0,52 b	26,71 ± 1,78 a	28,00 ± 1,49 a	11,23 ± 1,57 b

Na mesma linha, os valores com a mesma letra não são significativamente diferentes entre si considerando o nível de significância de 5% do teste de Fisher (LSD).

3.3.2. Perda de massa de resíduos de dendê

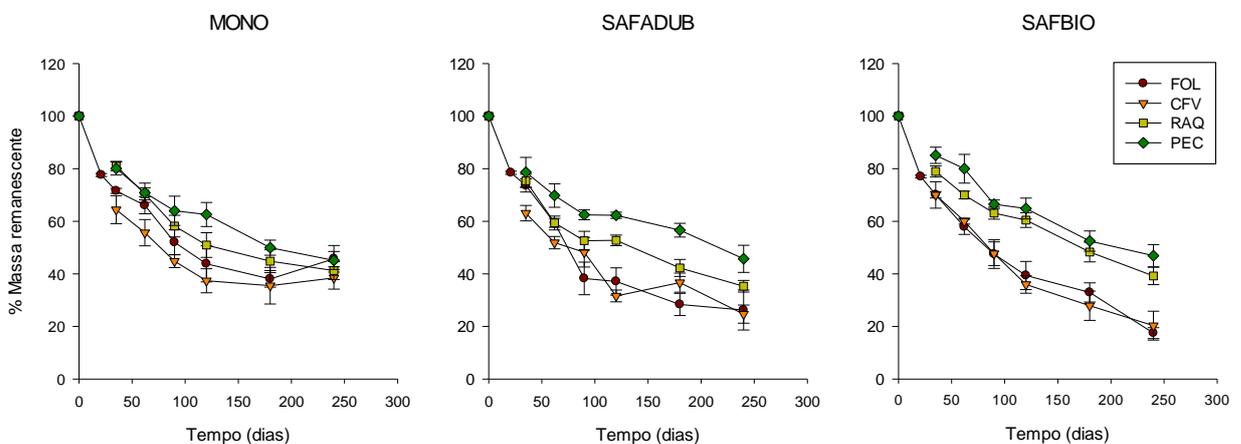
Após três meses de decomposição, o FOL presente no SAFAdu e PEC no MONO apresentaram os maiores e menores porcentagens de material remanescente, 38,3% e 66,5%,

respectivamente (Figura 4). Os sistemas não influenciaram estatisticamente a perda de massa dos resíduos. Entretanto, foi possível verificar diferença na massa remanescente nos sistemas SAF_{Bio}, SAF_{Adu} e MONO, para os resíduos FOL (45,5, 38,3 e 52,02%, respectivamente), RAQ (61,05; 52,6 e 58,2, respectivamente) e PEC (66,5, 55,3 e 62,5, respectivamente).

A perda de massa no 90º dia só variou estatisticamente entre frações no SAF_{Bio} (F= 6,12, P= 0,011). No SAF_{Bio}, FOL e CFV, que não diferiram significativamente entre si, apresentaram maior perda de massa seca em comparação com RAQ e PEC, que também foram iguais estatisticamente entre si. Embora no SAF_{Adu} não tenha havido diferença estatística, a perda de massa de FOL foi 24,2% superior em relação a de PEC. Já no MONO a diferença entre a perda de massa entre FOL e PEC foi de apenas 3,27%.

Os CFV e FOL perderam massa seca mais rápido que RAQ e PEC em todos os sistemas estudados. CFV e FOL apresentaram perdas da sua massa original muito semelhantes (54,7 e 53 %, respectivamente) e significativamente maiores que de RAQ e PEC (42,7 e 38,6%, respectivamente). Esses valores são maiores do que os encontrados por MORADI et al. (2014) no início de seu experimento

Figura 4 - Massa seca remanescente (%) de resíduos de palma de óleo em sistema agroflorestal e monocultivo no município de Tomé – Açú/ PA. O SAF_{Adu} é composto apenas por espécies adubadeiras e o SAF_{Bio} por espécies arbóreas e frutíferas.



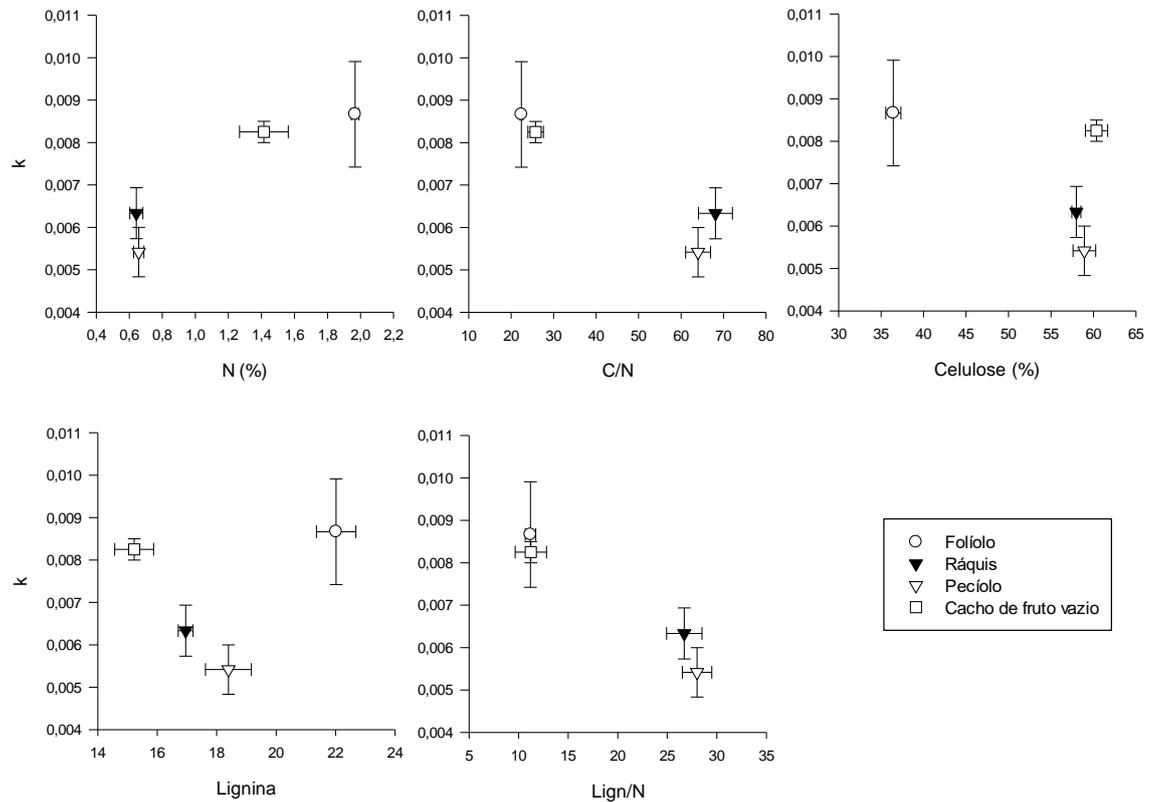
A taxa de decomposição (k) nos sistemas agroflorestais foi estatisticamente igual entre FOL e CFV, essas frações apresentaram a mais alta k e PEC a mais baixa. No monocultivo, a taxa de decomposição foi maior para CFV e estatisticamente similar entre os outros resíduos.

3.3.3. Relação entre taxa de decomposição e as características químicas iniciais dos resíduos de dendê

Foi encontrada correlação positiva ($r= 0,732$, $P=0,006$) entre a taxa de decomposição e o teor de nitrogênio, enquanto que para as relações C/N ($r= - 0,732$, $P=0,005$) e lignina/N ($r= -$

0,761, $P=0,004$) uma correlação negativa. A correlação de k com a celulose e lignina não foi significativa ($r= -0,464$, $P=0,128$; $r= 0,186$, $P=0,563$) (Figura 5).

Figura 5 - Relação entre a taxa de decomposição (k) e a qualidade de quatro resíduos de palma de óleo em sistema agroflorestal e monocultivo em Tomé-Açu/PA. Cada símbolo representa a média \pm erro do eixo y (barra de erro vertical) e do eixo x (barra de erro horizontal); $N= 12$ para k e $N = 4$ para qualidade do resíduo.

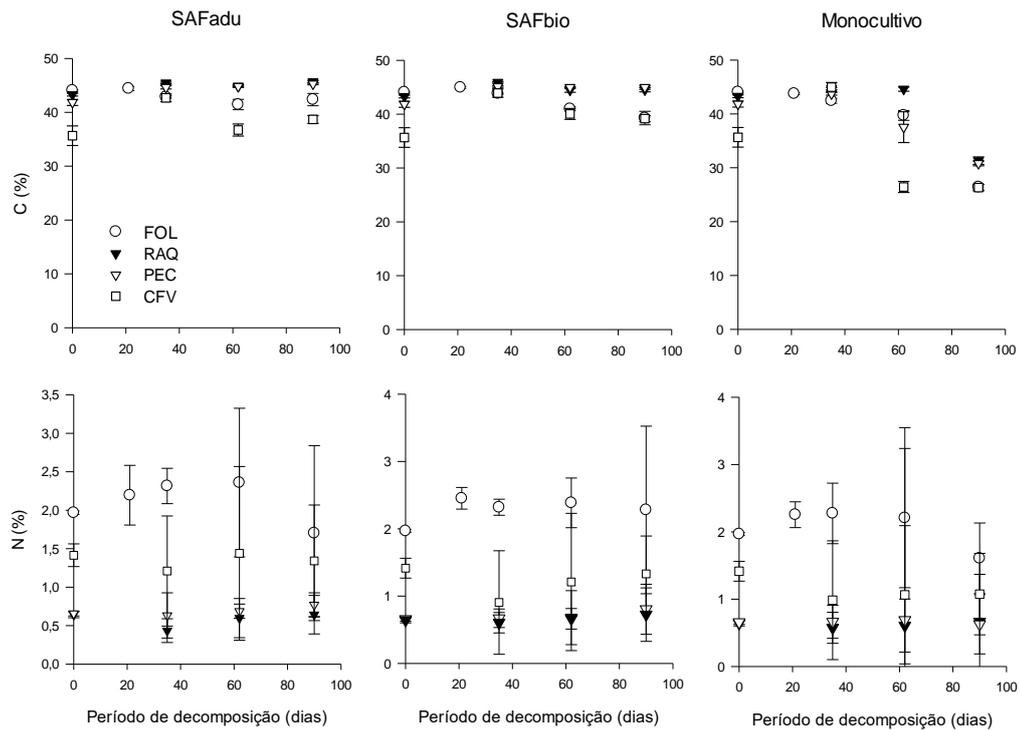


3.3.4. Mudanças nos teores de C e N durante o período de decomposição

O folíolo foi o único resíduo em que a concentração de C apenas decresceu com o passar do tempo em todos os sistemas (Figura 6). Nos SAFs, o teor de C das frações RAQ, PEC e CFV aumentou com o passar do tempo. Somente no monocultivo todas as frações tiveram suas concentrações de C menor que a inicial após três meses de decomposição.

A concentração de N no folíolo aumentou gradativamente com o passar do tempo no SAFBio (Figura 6). Contudo, isso não ocorreu nos SAFAdu e monocultivo, onde houve incremento nos dois primeiros meses e uma redução no 90º dia. Nas frações ráquis e pecíolo, a concentração de N mostrou pouquíssima variação, enquanto que nos CFV a concentração de N oscilou durante todo o período estudado. Em todos os sistemas, a concentração final de nitrogênio dos CFV foi menor do que o teor inicial.

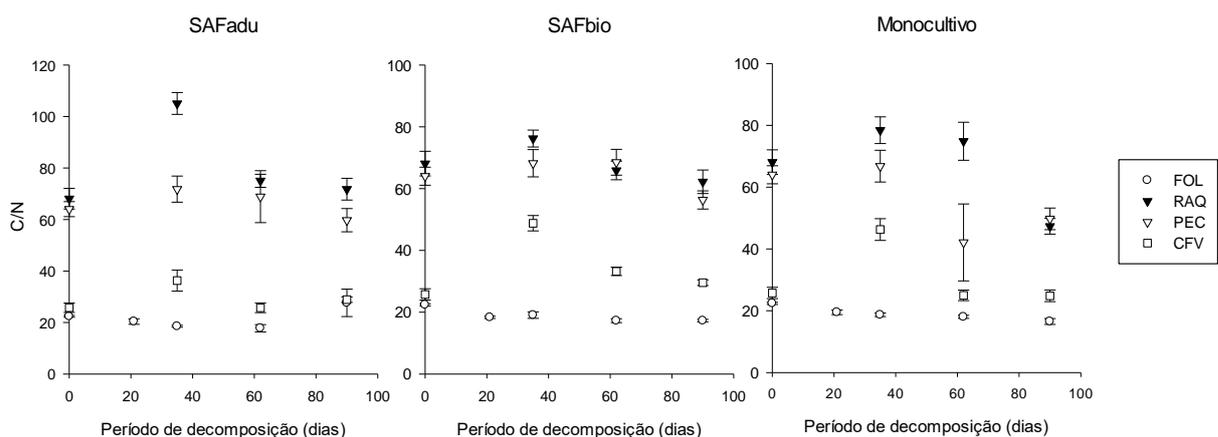
Figura 6 - Mudanças nas concentrações de carbono e nitrogênio em resíduos de palma de óleo durante o período de decomposição.



3.3.5. Mudanças na relação C/N

As relações C/N de todos os resíduos, com exceção do FOL, aumentaram durante o primeiro mês de decomposição (Figura 7). Após os primeiros 30 dias de experimento, houve decréscimo na relação C/N em todos os resíduos de palma de óleo. Apenas o FOL no SAFadu teve a relação C/N incrementada. Nos outros sistemas estudados a relação C/N do FOL permaneceu quase inalterada durante todo o período de estudo.

Figura 7 - Mudanças na relação C/N em resíduos de palma de óleo durante o período de decomposição.



3.3.1. Liberação de carbono e nitrogênio

A liberação de carbono (Figura 8) acompanhou a perda de massa dos resíduos nas diferentes áreas de estudo (Figura 5). No SAFadu, os resíduos FOL, CFV e RAQ tiveram liberação mais rápida do que PEC. No SAFBio, o folíolo foi a fração com liberação mais rápida

de C (61,7%), e PEC a mais lenta (23,4%). No monocultivo, o conteúdo de C liberado por FOL (70,02%) e CFV (72,65%) também foram superiores ao de RAQ (57,9%) e PEC (40,5%).

Todos os resíduos de palma de óleo liberaram N ao longo dos três primeiros meses de decomposição. Em cada sistema estudado, o padrão de liberação de N pelos resíduos apresentou singularidades. Uma liberação significativamente rápida de nitrogênio foi observada no monocultivo, onde o CFV chegou a liberar 72,6% do seu conteúdo de N, enquanto que pecíolo liberou apenas 23,26%. Nos sistemas agroflorestais, folíolo e cacho tiveram praticamente a mesma liberação de N durante esses três primeiros meses de decomposição. A liberação de N pelo ráquis em todos os sistemas foi menor que a de FOL e CFV e superior à de pecíolo. A fração PEC apresentou a menor liberação de N entre todos os resíduos avaliados.

Figura 8 - Carbono remanescente (%) nos resíduos de dendezeiro durante a decomposição

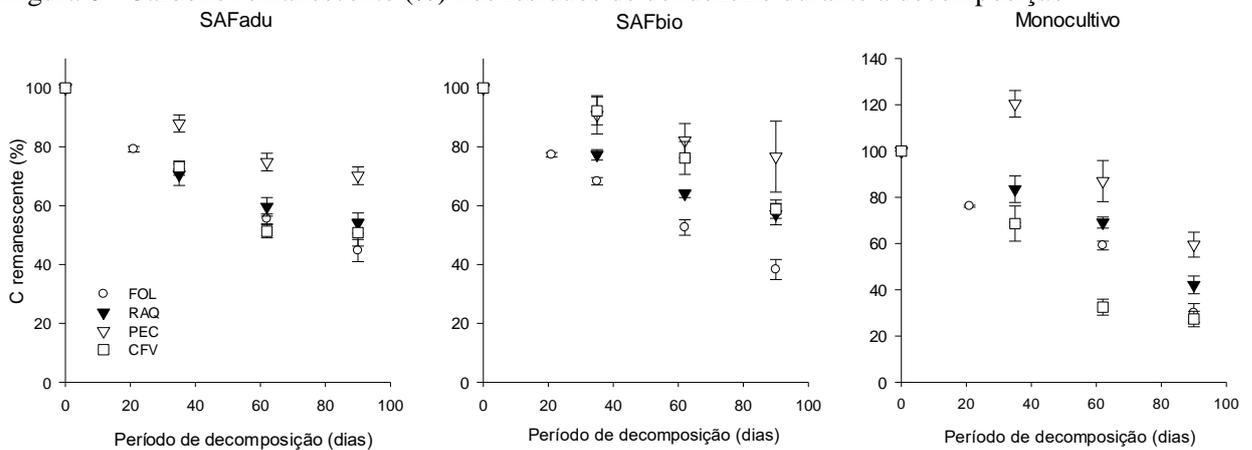
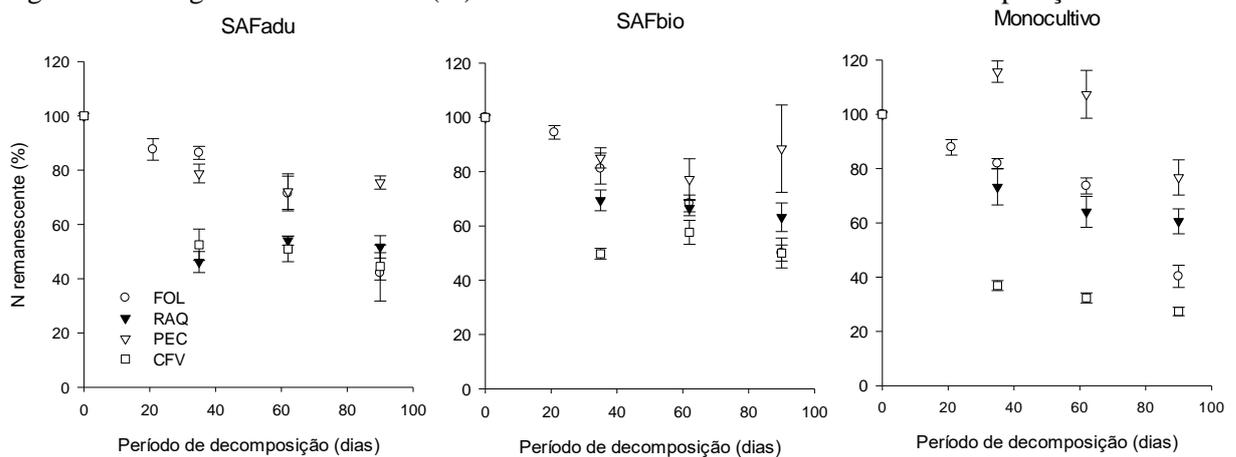


Figura 9 - Nitrogênio remanescente (%) nos resíduos de dendezeiro durante a decomposição



3.4 DISCUSSÃO

De modo geral, a perda de massa e a liberação de nutrientes seguiu uma tendência de decaimento exponencial durante a fase inicial de decomposição. A diferença entre os resíduos foi vinculada às suas características químicas. Foram encontradas relações significativas entre a taxa de decomposição e a qualidade dos materiais vegetais (Figura 2). Neste estudo, os

parâmetros de qualidade que melhor se relacionaram com a constante de decomposição foram a concentração de N e as relações C/N e L/N.

Resultados semelhantes foram encontrados por MORADI et al. (2014), que relatam maior decomposição no resíduo de palma de óleo com maior concentração de N e menores relações C/N e L/N. Outros estudos também mostram correlações significativas entre k e o teor de N e as relações C/N e L/N (COBO et al. 2002; PIE et al. 2019). Resíduos de boa qualidade, possuem altos teores de nutrientes e baixas relações C/N e L/N, que contribuem com o aumento do crescimento e da atividade microbiana (COBO et al. 2002). Além disso, baixas concentrações de lignina reduzem o efeito de proteção nos constituintes celulares ao ataque dos microrganismos (CHESSON, 1997).

No período inicial de decomposição, o teor de lignina não apresentou correlação com k . Contudo, a relação entre k e o teor de lignina pode ficar evidente com o progresso da decomposição. O teor de lignina é um componente que tende a dominar a curva de decomposição em longo prazo tendo em vista que os componentes mais lábeis são removidos no início da decomposição (MINDERMAN, 1968).

O padrão de decomposição dos resíduos de palma de óleo diferiu entre os sistemas de cultivo. Embora só tenha sido apontada diferença significativa da constante de decomposição entre os resíduos no SAFBio, nos sistemas agroflorestais a perda de massa do folíolo em relação a do pecíolo foi maior que a encontrada no monocultivo (Figura 1). Como nos sistemas agroflorestais há diversificação vegetal, isso pode impactar a taxa de decomposição, devido aos efeitos diretos e indiretos sobre o microambiente do solo que afetam a quantidade e diversidade de organismos decompositores (GUO et al. 2018). Como cada sistema possui composição florística diferente e, conseqüentemente, uma serapilheira com características físicas e químicas distintas, isso pode estar criando condições para uma comunidade decompositora adaptada na serapilheira que recebe (JEWELL et al. 2015).

Em nosso estudo, a liberação de N de ráquis foi semelhante à de folíolo e cacho. Segundo PEI et al (2019), quanto maior o teor de N e menor o de lignina, mais rápido é o processo de liberação de N durante a fase inicial da decomposição. Na Tabela 3 podemos identificar que embora RAQ seja pobre em N, o seu teor de lignina é menor que de FOL. Diferente do CFV, FOL e RAQ possuem apenas uma característica favorável à liberação de N. Essa única característica favorável, de certo modo, pode ter sido responsável pelo comportamento semelhante dessas frações na liberação de N.

Em nossa pesquisa as frações PEC e RAQ apresentaram maior imobilização de N durante o período estudado. Geralmente, a imobilização de nitrogênio ocorre no estágio inicial de

decomposição (PARTON et al., 2007). Alguns estudos sugerem que resíduos vegetais com relação C/N superior a 25% e concentração inicial de N menor que 1,02%, sofrem imobilização de N (PIE et al. 2019; PARTON et al. 2007). Quando a disponibilidade de N em serapilheira com alta razão C/N é baixa, os microrganismos que requerem esse elemento buscam outras fontes, como o solo ou o N atmosférico, causando conseqüente imobilização bruta de N (FREY et al. 2000). Considerando que as frações PEC e RAQ se encaixam nas características químicas sugeridas por PEI et al. (2019) e PARTON et al. (2007), talvez a imobilização de N nesses resíduos esteja ligada as suas características químicas.

3.5 CONCLUSÃO

Os sistemas de cultivo não influenciaram estatisticamente a taxa de decomposição durante o período inicial de decomposição. Entretanto, identificamos que a diferença entre a perda de massa do resíduo com maior qualidade (FOL) em relação a de menor qualidade (PEC) foi maior nos sistemas agroflorestais em comparação com o monocultivo.

A qualidade química do material mostrou-se um bom preditor da constante de decomposição (k). A liberação de N no estágio inicial de decomposição foi relativamente rápida. A imobilização de N foi observada apenas nas frações RAQ e PEC. De modo geral, os resíduos de maior qualidade se decompõem e liberam nitrogênio mais rapidamente.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, J.R. Criação de valor sustentável e o óleo de palma de óleo no Brasil. 2012. 119 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Administração) - **Escola de Administração de Empresas de São Paulo**, São Paulo, 2012.
- ANDERSON, J. M., AND J. S. I. INGRAM. 1993. Tropical soil biology and fertility. A handbook of methods. 2nd edition. CAB International, Wallingford, UK.
- AERTS, R. Climate, Leaf Litter Chemistry and Leaf Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems: A Triangular Relationship. **Oikos**, v. 79, n. 3, p. 439, 1997.
- ANDRADE, A. G.; TAVARES, S. R. L.; COUTINHO, H. L. C. Contribuição da serapilheira para recuperação de áreas degradadas e para manutenção da sustentabilidade de sistemas agroecológicos. **Agroecologia**, v. 24, n. 220, p. 55–63, 2003.
- AZHAR, B. et al. Effects of monoculture and polyculture practices in oil palm smallholdings on tropical farmland birds. **Basic and Applied Ecology**, v. 15, n. 4, p. 336–346, 2014.
- BAKAR, R. A. et al. Effects of ten year application of empty fruit bunches in an oil palm plantation on soil chemical properties. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 89, n. 3, p. 341–349, abr. 2011.
- BASIRON, Y. Palm oil production through sustainable plantations. **European Journal of Lipid Science and Technology**, v. 109, n. 4, p. 289–295, 2007.
- BRIENZA JÚNIOR, S. et al. Sistemas Agroflorestais na Amazônia Brasileira: Análise de 25 Anos de Pesquisas. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 0, n. 60, p. 67–76, 2010.
- BUTLER, R. A.; LAURANCE, W. F. Is Oil Palm the Next Emerging Threat to the Amazon? **Tropical Conservation Science**, v. 2, n. 1, p. 1–10, mar. 2009.
- CAMARGO, G. M. et al. Sistemas agroflorestais biodiversos: uma alternativa para pequenas propriedades rurais. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, v. 15, n. 1, p. 34–46, 2019.
- CAMPANHA, M. M. et al. Análise comparativa das características da serrapilheira e do solo em cafezais (*Coffea arabica* L.) cultivados em sistema agroflorestal e em monocultura, na zona da mata MG. **Revista Arvore**, v. 31, n. 5, p. 805–812, 2007.
- CARVALHO, R.; GOEDERT, W. J.; ARMANDO, M. S. Atributos físicos da qualidade de um solo sob sistema agroflorestal. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 39, n. 11, p. 1153–1155, 2004.
- CASTRO, A. S.; ANDRADE, D. C. O custo econômico do desmatamento da Floresta Amazônica brasileira (1988-2014). **Perspectiva Econômica**, v. 12, n. 1, p. 1–15, 10 fev. 2016.
- COBO, J. G. et al. Decomposition and nutrient release by green manures in a tropical hillside agroecosystem. **Plant and Soil**, v. 240, n. 2, p. 331–342, 2002.
- CORLEY, R. H. ; TINKER, P. B. The Oil Palm. By C. W. S. Hartley, 2nd edn. London: Longmans (1977), pp. 824, £25. **Experimental Agriculture**, v. 14, n. 4, p. 1–562, 3 out. 2003.
- DE CARVALHO, W. R. et al. Short-term changes in the soil carbon stocks of young oil palm-based agroforestry systems in the eastern Amazon. **Agroforestry Systems**, v. 88, n. 2, p. 357–368, 2014.
- DE CASTRO, A. P. et al. Os sistemas agroflorestais como alternativa de sustentabilidade em ecossistemas de várzea no Amazonas. **Acta Amazonica**, v. 39, n. 2, p. 279–288, 2009.
- DISLICH, C. et al. A review of the ecosystem functions in oil palm plantations, using forests as a reference system. **Biological Reviews**, v. 92, n. 3, p. 1539–1569, 2017.
- FARGIONE, J. et al. Land clearing and the biofuel carbon debt. **Science**, v. 319, n. 5867, p. 1235–1238, 29 fev. 2008.
- FAYLE, T. M. et al. Oil palm expansion into rain forest greatly reduces ant biodiversity in canopy, epiphytes and leaf-litter. **Basic and Applied Ecology**, v. 11, n. 4, p. 337–345, 2010.
- FITZHERBERT, E. B. et al. How will oil palm expansion affect biodiversity? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 23, n. 10, p. 538–545, 2008.

- FRANZINI, V. I. et al. Fertilidade do Solo, Nutrição e Desenvolvimento Vegetativo da Palma de Óleo Consorciada com Culturas Alimentares. **Embrapa Amazônia Oriental, Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 119**, p. 29, 2017.
- FREY, S. D. et al. Fungal translocation as a mechanism for soil nitrogen inputs to surface residue decomposition in a no-tillage agroecosystem. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, n. 5, p. 689–698, 1 maio 2000.
- FURLAN JUNIOR, J. Dendê: manejo e uso dos subprodutos e dos resíduos. **Embrapa Amazônia Oriental (Documentos 246)**, p. 40, 2006.
- FURUMO, P. R.; AIDE, T. M. Characterizing commercial oil palm expansion in Latin America: land use change and trade. **Environmental Research Letters**, v. 12, n. 2, p. 12, 1 fev. 2017.
- GAMA-RODRIGUES, A. C. Ciclagem de nutrientes em sistemas agroflorestais: funcionalidade e sustentabilidade. **Sistema Agroflorestais, Tendência da Agricultura Ecológica nos Trópicos: Sustento da Vida e Sustento de Vida**, v. 1, n. 1, p. 1–36, 2000.
- GARCIA, B. N. R.; VIEIRA, T. A.; OLIVEIRA, F. DE A. Tree and shrub diversity in agroforestry homegardens in rural community in Eastern Amazon. **Floresta**, v. 47, n. 4, p. 543–552, 2017.
- GUILLAUME, T.; DAMRIS, M.; KUZYAKOV, Y. Losses of soil carbon by converting tropical forest to plantations: erosion and decomposition estimated by $\delta^{13}\text{C}$. **Global Change Biology**, v. 21, n. 9, p. 3548–3560, set. 2015.
- GUO, J. et al. Decomposition of tree leaf litter and crop residues from ginkgo agroforestry systems in Eastern China: an in situ study. **Journal of Soils and Sediments**, v. 18, n. 4, p. 1424–1431, 2018.
- HARTEMINK, A. E. Erosion: Perennial Crop Plantations. In: **Encyclopedia of Soil Science**. [s.l.] CRC Press, 2006. p. 1613–1617.
- HÄTTENSCHWILER, S.; VITOUSEK, P. M. Hattenschwiler & Vitousek 2000 Polyphenols and nutrient cycling. v. 15, n. 6, p. 238–243, 2000.
- IMMERZEEL, D. J. et al. Biodiversity impacts of bioenergy crop production: A state-of-the-art review. **GCB Bioenergy**, v. 6, n. 3, p. 183–209, 2014.
- ISAAC, S. R.; NAIR, M. A. Biodegradation of leaf litter in the warm humid tropics of Kerala, India. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 37, n. 9, p. 1656–1664, 2005.
- KATO, O. R. et al. Projeto Dendê em Sistemas Agroflorestais na Agricultura Familiar. **Congresso Brasileiro De Sistemas Agroflorestais**, v. 8, n. 1, p. 7, 2011.
- KHALID, H.; ZIN, Z. Z.; ANDERSON, J. M. Decomposition processes and nutrient release patterns of oil palm residues. **Journal of oil palm research**, v. 12, n. I, p. 46–63, 2000.
- KIM, P. S. et al. Sensitivity of population smoke exposure to fire locations in Equatorial Asia. **Atmospheric Environment**, v. 102, n. June 2013, p. 11–17, fev. 2015.
- KOH, L. P. et al. Remotely sensed evidence of tropical peatland conversion to oil palm. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 108, n. 12, p. 5127–5132, 22 mar. 2011.
- KRISHNA, M. P.; MOHAN, M. Litter decomposition in forest ecosystems: a review. **Energy, Ecology and Environment**, v. 2, n. 4, p. 236–249, 2017.
- LORD, S.; CLAY, J. Environmental Impacts of Oil Palm—Practical Considerations in Defining Sustainability for Impacts on the Air, Land and Water. **International planters conference on higher productivity and efficient practices for sustainable agriculture**, p. 1–37, 2006.
- MARGONO, B. A. et al. Primary forest cover loss in Indonesia over 2000–2012. **Nature Climate Change**, v. 4, n. 8, p. 730–735, 29 ago. 2014.
- MEENTEMEYER, V. Macroclimate the Lignin Control of Litter Decomposition Rates. **The Ecological Society of America**, v. 59, n. 3, p. 465–472, 1978.
- MELILLO, J. M.; ABER, J. D.; MURATORE, J. F. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. **Ecology**, v. 63, n. 3, p. 621–626, 1982.

- MORADI, A. et al. Decomposition and nutrient release temporal pattern of oil palm residues. **Annals of Applied Biology**, v. 164, n. 2, p. 208–219, 2014.
- MULLER, A. A.; FURLAN, J. J.; CELESTINO, P. F. A Embrapa Amazonia Oriental e o Agronegócio do dendê no Pará. **Embrapa Amazônia Oriental (Documentos 257)**, p. 67, 2006.
- NAHUM, J. S.; SANTOS, C. B. DOS. A dendeicultura na Amazônia paraense. **GEOUSP: Espaço e Tempo (Online)**, v. 20, n. 2, p. 281, 2016.
- NAIR, P. K. R. **An Introduction to Agroforestry**. [s.l.: s.n.]. v. 23
- NAIR, P. K. R.; KUMAR, B. M.; NAIR, V. D. **Agroforestry as a strategy for carbon sequestration** **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, fev. 2009.
- O'CONNELL, A. M. Nutrient Dynamics in Decomposing Litter in Karri (*Eucalyptus Diversicolor* F. Muell.) Forests Author (s): A . M . O ' Connell NUTRIENT DYNAMICS IN DECOMPOSING LITTER IN KARRI (*EUCALYPTUS DIVERSICOLOR* F . MUELL .) FORESTS OF SOUTH-WESTERN AUSTRALIA. **Journal of Ecology**, v. 76, n. 4, p. 1186–1203, 1988.
- OLSON, J. S. Energy Storage and the Balance of Producers and Decomposers in Ecological Systems Author (s): Jerry S . Olson Published by : Ecological Society of America Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/1932179> Your use of the JSTOR archive indicates your acce. **America**, v. 44, n. 2, p. 322–331, 1963.
- PALM, C. A. et al. Organic inputs for soil fertility management in tropical agroecosystems: Application of an organic resource database. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 83, n. 1–2, p. 27–42, 2001.
- PEI, G. et al. Nitrogen, lignin, C/N as important regulators of gross nitrogen release and immobilization during litter decomposition in a temperate forest ecosystem. **Forest Ecology and Management**, v. 440, n. November 2018, p. 61–69, 2019.
- PETIT-ALDANA, J. et al. Litter Decomposition Process in Coffee Agroforestry Systems. n. July, 2019.
- PINTO, H. C. A. et al. Decomposição da serapilheira foliar de floresta nativa e plantios de *Pterogyne nitens* E *Eucalyptus urophylla* no sudoeste da bahia. **Ciencia Florestal**, v. 26, n. 4, p. 1141–1153, 2016.
- RAMOS, H. M. N. et al. Above- and belowground carbon stocks of two organic, agroforestry-based oil palm production systems in eastern Amazonia. **Agroforestry Systems**, v. 92, n. 2, p. 221–237, 2018.
- ROBERTSON, G. P.; PAUL, E. A. Decomposition and Soil Organic Matter Dynamics. **Methods in Ecosystem Science**, n. C, p. 104–116, 2000.
- ROCHA, G. P. et al. Caracterização e estoques de carbono de sistemas agroflorestais no cerrado de Minas Gerais. **Ciencia Rural**, v. 44, n. 7, p. 1197–1203, 2014.
- SAHAT, S. et al. Estimation of Soil Erosion Rates in Oil Palm Plantation with Different Land Cover. **Soft Soil Engineering International Conference 2015**, v. 136, n. 1, p. 9, jul. 2016.
- SANCHEZ, P. A. Science in agroforestry. **Agroforestry Systems**, v. 30, n. 1–2, p. 5–55, 1995.
- SANTANA, J. A. DA S.; SOUTO, J. S. Produção de serapilheira na Caatinga da região semi-árida do Rio Grande do Norte, Brasil. **Idesia**, v. 29, n. 2, p. 87–94, 2011.
- SANTIAGO, W. R. et al. Nitrogênio mineral e microbiano do solo em sistemas agroflorestais com palma de óleo na Amazônia oriental. **Acta Amazonica**, v. 43, n. 4, p. 395–405, 2013.
- SANTOS, M. J. C.; PAIVA, S. N. OS SISTEMAS AGROFLORESTAIS COMO ALTERNATIVA ECONÔMICA EM PEQUENAS PROPRIEDADES. **Ciência Florestal**, v. 12, n. 1, p. 135–141, 2002.
- SAVCI, S. An Agricultural Pollutant: Chemical Fertilizer. **International Journal of Environmental Science and Development**, v. 3, n. 1, p. 73–80, 2012.
- SELLE, G. L. Nutrient cycling in forest ecosystems (Portuuese). **Bioscience Journal**, v. 23, n.

4, p. 29–39, 2007.

SILVEIRA FRANCO, F. et al. Quantificação De Erosão Em Sistemas Agroflorestais E Convencionais Na Zona Da Mata De Minas Gerais Evaluation of Erosion Under Agroforestry and Conventional Systems in Zona Da Mata De Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 26, n. 64, p. 751–760, 2002.

SINGH, R. P. et al. Composting of waste from palm oil mill: a sustainable waste management practice. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 9, n. 4, p. 331–344, 25 dez. 2010.

TAO, H.-H. et al. Long-term crop residue application maintains oil palm yield and temporal stability of production. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 37, n. 4, p. 33, 28 ago. 2017.

VESTERDAL, L. Influence of soil type on mass loss and nutrient release from decomposing foliage litter of beech and Norway spruce. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 29, n. 1, p. 95–105, 1999.

VILLELA, A. A. et al. Status and prospects of oil palm in the Brazilian Amazon. **Biomass and Bioenergy**, v. 67, p. 270–278, 2014.

VITOUSEK, P. M. et al. HUMAN ALTERATION OF THE GLOBAL NITROGEN CYCLE: SOURCES AND CONSEQUENCES. **Ecological Applications**, v. 7, n. 3, p. 737–750, 1997.

VITOUSEK, P. M. et al. Nutrient Imbalances in Agricultural Development. **Science**, v. 324, n. 5934, p. 1519–1520, 19 jun. 2009.