



II CONPESQ Congresso de Pesquisa, Pós-Graduação e Inovação

Os novos rumos da ciência pós-pandemia

12 a 16 de abril de 2021 Universidade Federal do Cariri - UFCA

***Azadirachta indica* A. Juss PODE AFETAR A REGENERAÇÃO INICIAL DE ESPÉCIES DE MATA CILIAR DA CAATINGA?**

PEREIRA, Ana Carolina Moura¹

Universidade Federal do Cariri- UFCA

E-mail: ana.carolina@aluno.ufca.edu.br

Bolsista PIBIC/UFCA

MOURA, Jaqueline Silva²

Universidade Federal do Cariri –UFCA

E-mail: jaqueline.moura@aluno.ufca.edu.br

SILVA, Maria Amanda Menezes³

Instituto Federal do Ceará-CE

E-mail: amanda.menezes@ifce.edu.br

FERREIRA, Wanessa Nepomuceno⁴

Universidade Federal do Cariri –UFCA

E-mail: wanessa.nepomuceno@ufca.edu.br

RESUMO: Atualmente a invasão de ambientes naturais por espécies exóticas encontra-se entre as principais causas da perda de biodiversidade do planeta, sendo reconhecida como uma das maiores ameaças ambientais globais. Todas as espécies que se tornam invasoras são altamente eficientes na competição por recursos, o que as leva a dominar as espécies nativas originais. O estabelecimento de espécies exóticas com potencial invasor pode gerar consequências significativas aos ecossistemas, tais como afetar a regeneração de espécies nativas e a estrutura das comunidades. Diante das premissas apresentadas, levantou-se a hipótese de que a espécie exótica invasora *Azadirachta indica* A. Juss possui capacidade para comprometer o processo de regeneração inicial de espécies nativas da mata ciliar da caatinga. Para testar essa hipótese realizamos um experimento em casa de vegetação, onde avaliamos o crescimento das espécies nativas *Albizia inundata* e *Licania rígida* crescendo isoladamente e em interação com a espécie exótica citada. Nossos resultados sugerem que *A. indica* pode, de fato, apresentar efeitos negativos sobre espécies nativas de mata ciliar, porém é importante que sejam realizados experimentos de longo prazo, avaliando-se mais variáveis e mais espécies para que se possa conhecer melhor quais os impactos negativos que essa espécie exótica pode causar a nossa biodiversidade local.

PALAVRAS-CHAVE: Competição; Caatinga; Espécies exóticas.

- 1 Será preenchido pela Comissão após avaliação com as informações dos metadados da submissão.
- 2 Será preenchido pela Comissão após avaliação com as informações dos metadados da submissão.
- 3 Será preenchido pela Comissão após avaliação com as informações dos metadados da submissão.
- 4 Será preenchido pela Comissão após avaliação com as informações dos metadados da submissão.

ABSTRACT: Currently, the invasion of natural environments by exotic species is among the main causes of the loss of biodiversity on the planet, being recognized as one of the greatest global environmental compensations. All species that become invasive are highly efficient in competing for resources, which leads to dominate as original native species. The establishment of exotic species with potential invasion can have consequences for ecosystems, such as affecting the regeneration of native species and a community structure. Given the premises, the following hypothesis is forced that an invasive exotic species *Azadirachta indica* A. Juss has the capacity to compromise the initial regeneration process of native species of the caatinga riparian forest. To test this hypothesis, we carried out an experiment in a greenhouse, where we evaluated the growth of native species *Albizia inundata* and *Licania rigida* growing alone and in interaction with an exotic species mentioned. Our results results that *A. indica* may, in fact, have negative effects on native species of riparian forest, however it is important that long-term experiments are carried out, evaluating more variables and more species so that we can better know which ones the negative impacts that this exotic species can cause to our local biodiversity.

Keywords: Competition; Caatinga; Exotic species.

1 INTRODUÇÃO

A biodiversidade é definida pela Convenção da Diversidade Biológica (CDB, 2000) como a variabilidade de vida existente entre os seres vivos de todas as origens, a terrestre, a marinha e outros ecossistemas aquáticos e os complexos ecológicos dos quais fazem parte, incluindo a diversidade no interior das espécies, entre as espécies e entre espécies e ecossistemas. De acordo com Martins e Oliveira (2015), a diversidade biológica torna-se cada vez mais ameaçada devido a inúmeros fatores, tanto naturais quanto artificiais. As causas artificiais são resultantes da intensa e crescente ocupação humana (CAMARGO; GUEDES, 2012).

Dentre as ações antrópicas que contribuem para a perda da biodiversidade encontram-se, destruição de habitats; mudanças climáticas; exploração excessiva de espécies animais e vegetais; tráfico de fauna e flora silvestre; ampliação desordenada de áreas agropecuárias; industrialização e crescimento demográfico, além da introdução de espécies invasoras, que causam tantos prejuízos ambientais, quanto econômicos e ainda afetam a saúde humana (MARTINS; OLIVEIRA, 2015; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2006).

O processo de invasão biológica se constitui na introdução e estabelecimento de espécies que não fazem parte de um determinado ecossistema, mas que são capazes de se estabelecer e desenvolver populações auto regenerantes (MORO *et al.* 2012). Atualmente a invasão de ambientes naturais por espécies exóticas encontra-se entre as principais causas da perda de biodiversidade do planeta (PAES, 2016), sendo reconhecida como uma das maiores ameaças ambientais globais.

As espécies exóticas invasoras uma vez inseridas em um novo ambiente a partir de outras regiões, se estabelecem e passam a desenvolver populações auto regenerativas a ponto de ocupar o espaço geográfico de espécies nativas, ocasionando perturbações nos processos ecológicos naturais, bem como impactos socioeconômicos negativos (ZILLER, 2000; ZALBA, 2006; MMA, 2006, PITELLI, 2007).

Todas as espécies que se tornam invasoras são altamente eficientes na competição por recursos, o que as leva a dominar as espécies nativas originais (PIVELLO, 2011). Segundo Mengardo *et al.* (2012), o estabelecimento de espécies exóticas com potencial invasor pode

gerar consequências significativas aos ecossistemas, tais como afetar a regeneração de espécies nativas e a estrutura das comunidades. Impactos similares foram observados por Nascimento *et al.* (2009), ao avaliarem os efeitos da competição de mudas da exótica invasora *Prosopis juliflora* (algarobeira) em plantas da caatinga. Os autores observaram que as espécies nativas que cresceram em presença das plantas de *Prosopis juliflora* apresentaram menores medidas de área foliar, diâmetro e altura, e maiores taxas de mortalidade.

Grime (2001) relaciona a habilidade competitiva de uma espécie com a utilização eficiente de recursos do meio em que a planta se encontra. De acordo com Souza *et al.* (2003) as condições geradas através dessa interação provocam no ambiente a redução ou remoção de recursos essenciais para o crescimento das plantas, tais como luz, água e nutrientes, o que pode implicar prejuízo aos vegetais envolvidos nesse processo.

Nesse contexto, Pinto-Coelho (2000) afirmam que a competição interespecífica atua pela eliminação de espécies ou define precisamente quais delas podem coabitar em uma comunidade. O sucesso de uma espécie vegetal em um processo de invasão pode ser atribuído a diferentes hipóteses (LORENZO *et al.*, 2013), tais como, a pressão de propágulos (SIMBERLOFF, 2009), a vantagem alelopática contra as nativas (CALLAWAY; RIDENOUR, 2004; SILVA, 2012), e a evolução do aumento da capacidade competitiva (FENG *et al.*, 2011). Além destes fatores naturais, estas espécies são favorecidas também pela ausência de inimigos ou predadores (BOURSCHEID; REIS, 2010; FEY; HERREN, 2014), o que lhes permite se multiplicar e degradar ambientes naturais (ZILLER, 2001).

Muitas espécies exóticas introduzidas não se tornam invasoras, no entanto, aquelas que possuem essa capacidade, causam danos severos às funções ecossistêmicas, e ainda conseguem dominar totalmente o ambiente que invadem, expulsando espécies nativas e deteriorando a diversidade natural (ZILLER *et al.*, 2007). Tal comportamento foi verificado em *Azadirachta indica* A. Juss, onde no ano de 2005 a espécie exótica havia ocupado 60% da Reserva de Fauna Shai Hills Game, situada na África Ocidental (INSTITUTO HÓRUS, 2009). No Brasil a espécie mostrou-se potencialmente invasora em diversos ecossistemas, disseminando-se inclusive em florestas ciliares, como na Bacia do Rio Xingu (LEÃO, 2011).

Estudos realizados em ambientes de vegetação ripária no domínio da Caatinga têm constatado fortemente a presença de espécies exóticas invasoras, dentre elas destacam-se, *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne., (SOUSA *et al.* 2017), *Prosopis juliflora* (Sw.) DC., (MARQUES *et al.* 2020) e outras, verificando-se impactos na biodiversidade autóctone de ecossistemas ciliares do semiárido.

Diante das premissas apresentadas, o objetivo deste trabalho foi conhecer os efeitos que a espécie exótica invasora *Azadirachta indica* A. Juss pode causar sobre o crescimento inicial de espécies nativas da mata ciliar da caatinga. Assim, levantou-se a hipótese de que a *A. indica* possui capacidade para comprometer o processo de regeneração inicial de *Albizia inundata* (Mart.) Barneby & J.W. Grimes e *Licania rigida* Benth.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 IMPORTÂNCIA DA MATA CILIAR

Matas ciliares são formações florestais que se situam em torno das margens de cursos hídricos, e se caracterizam como ambientes dinâmicos que compreendem o solo, a vegetação e o corpo hídrico (GONZÁLEZ *et al.*, 2017). São responsáveis por desempenhar funções hidrológicas e ecológicas de proteção aos solos e aos recursos hídricos, através da

manutenção da qualidade da água; da regularização dos cursos d'água e da conservação na biodiversidade (RODRIGUES, 2004). Além disso, fornecem habitats para diversas espécies animais, favorecendo o fluxo gênico e aumentando a diversidade genética nas populações (BROWN JR., 2001; FRANCO, 2005).

Florestas ciliares também funcionam como filtros, retendo grande parte das substâncias e sedimentos oriundos das áreas a montante (AGUIAR *et al.*, 2015; OLIVEIRA *et al.*, 2010). Essas áreas são fundamentais para a proteção natural contra o assoreamento (GEIBLER *et al.*, 2012), visto que reduz a velocidade das águas pluviais, resultando em maior quantidade de água infiltrando, e menor fluxo de escoamento superficial (FERNANDES *et al.*, 2013). Ambientes ripários são ainda ecótonos entre os ecossistemas terrestres e aquáticos, e por essa razão sofrem influência por ambos. Desse modo, áreas ciliares são de grande importância para os complexos ecológicos, sendo responsáveis por regular as transferências de energia e nutrientes de um ecossistema para outro (COLLINS, *et al.*, 2010).

Devido a estes importantes aspectos ambientais, as florestas ciliares contam com proteção legal nos níveis federal e estadual (AIDAR; JOLY, 2003). O Código Florestal Brasileiro estabelece faixas de vegetação que devem ser protegidas ao redor dos corpos d'água e nascentes, a título de preservação permanente (APP), (SANTOS; SPAROVEK, 2011). Nesta Lei de Proteção à Vegetação Nativa (12.651/2012), as matas ciliares são descritas no artigo 4º como “área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas”. Além disso, neste contexto, são consideradas APPs, as faixas marginais de qualquer curso d'água natural; estando a largura mínima a ser preservada, relacionada com a largura do curso d'água em relação ao seu leito regular.

Apesar de reconhecida sua importância ecológica, as florestas ciliares foram e ainda são demasiadamente exploradas. De acordo com Pereira *et al.* (2010), o uso inadequado de recursos naturais tem resultado em efeitos negativos aos ecossistemas em todo o planeta, estando entre os mais, perturbados e/ou degradados, os ambientes ripários. O processo de degradação em formações ciliares, além de desrespeitar a legislação vigente, que torna obrigatória a preservação das mesmas, tem resultado em diversos problemas ambientais, visto que, as matas ciliares apresentam um conjunto de funções ecológicas extremamente relevantes para a qualidade de vida das populações humanas locais e de bacias hidrográficas, sendo também fundamentais para a conservação da diversidade de animais e plantas nativas (CASTRO; MELLO; POESTER, 2012).

No Brasil, a histórica ocupação humana ao longo das margens dos cursos d'água, esteve relacionada principalmente as demandas madeireiras, de agricultura e pecuária (PEREIRA *et al.* 2012). Tais atividades antrópicas têm alterado drasticamente as condições naturais destes ambientes, causando consequências para a integridade ecológica e a saúde dos ecossistemas ripários (ALLAN, 2004; BLEVINS *et al.*, 2013).

Atividades humanas também têm causado grande empobrecimento ambiental em áreas de Caatinga (LEAL *et al.*, 2005), especialmente na vegetação ciliar que se encontra descaracterizada florística e estruturalmente (ARAÚJO, 2009). O resultado dessa exploração antrópica nesse ecossistema tem reduzido drasticamente a cobertura vegetal de zonas ripárias, tornando-o um verdadeiro mosaico natural, com perdas de biodiversidade, restringindo sua distribuição a remanescentes que são considerados refúgios para a manutenção dos seres vivos que dependem desse bioma (OLIVEIRA *et al.*, 2009).

Situada no Nordeste brasileiro, a Caatinga é o principal bioma existente na região. Ocupa cerca de 912.000 km² (10%) do território nacional (SILVA; BARBOSA 2017) e é

caracterizada por possuir uma vegetação em que se predominam as fases vegetativas e reprodutivas sazonais, composta por espécies xerófitas que são adaptadas a sobreviver nos ambientes semiáridos (ALMEIDA-CORTEZ *et al.* 2016). Além disso, exibe uma alta diversidade e apresenta elevado endemismo (PESSOA *et al.* 2008; SILVA *et al.* 2009).

Por apresentar uma maior disponibilidade hídrica, em comparação aos demais ambientes de caatinga, as matas ciliares apresentam uma flora com maior diversidade, onde se destacam espécies de porte arbóreo de grande relevância econômica, o que torna ainda mais vulneráveis esses ambientes às ações antrópicas (LACERDA *et al.*, 2005; FERRAZ *et al.*, 2006; LUCENA *et al.*, 2008).

2.2 *Azadirachta indica* A. JUSS

A espécie popularmente conhecida como nim é uma árvore nativa da Índia e do sudoeste asiático que foi introduzida no Brasil na década de 1980 pelo Instituto Agrônomo do Paraná (IAPAR) por meio de sementes originárias das Filipinas e, posteriormente, teve seu cultivo implantado nas regiões Norte, Nordeste, Sudeste e Centro-Oeste (BITTENCOURT, 2006). Sua distribuição ocorre em países tropicais e subtropicais, podendo ser encontrada no continente africano e em algumas regiões da Índia, possuindo ocorrência também no Brasil (AZEVEDO *et al.*, 2010). A árvore do nim possui múltiplas utilidades e dentre elas destacam-se o controle de insetos, fungos e nematoides, indústria de cosméticos, fertilizantes, adubo, produção de biomassa em propriedades rurais, reflorestamento e uso veterinário. É uma planta perene, de clima tropical, resistente à seca, de crescimento rápido, podendo alcançar 15 metros de altura, com copa densa (MARTINEZ, 2002).

O nim tem capacidade de causar alterações em ecossistemas abertos causando perda considerável de espécies nativas por sombreamento e pela alta densidade populacional, além de liberar fitoquímicos no solo inibindo a germinação e desenvolvimento das plantas ao seu redor, comprometendo assim a resiliência dos ambientes invadidos (LEÃO, 2011). A planta também provoca a morte de vários polinizadores, especialmente abelhas (ALVES, 2010). Outro impacto que deve ser enaltecido de mesmo modo, são os processos de invasão biológica causados pela espécie, que tem sido observado em pastagens, áreas degradadas e regiões agricultáveis, bem como em diversos ecossistemas, tendo grande potencial de invasão e de impacto sobre ecossistemas naturais da savana estépica (LEÃO, 2011). No Brasil existem inúmeros relatos sobre o comportamento invasor de *Azadirachta indica* A. Juss, levando ao perfil dominante de espécie estabelecida na metade norte do país (NIM, 2003).

2.3 ALELOPATIA

A alelopatia pode ser definida como um tipo de interferência causada por alguns organismos, quando transferem para o ambiente, substâncias químicas ou produtos do metabolismo secundário, denominados de alelo químicos, sintetizados através de processos metabólicos. Esses compostos possuem mecanismos de defesa que estão relacionados a processos fisiológicos da planta (SANGEETHA; BASKAR, 2015). De maneira mais ampla, o termo alelopatia pode ser empregado aos efeitos nocivos bem como aos efeitos benéficos dos vegetais sobre as espécies adjacentes (TAIZ; ZEIGER, 2004). Os compostos alelopáticos liberados pelas plantas são capazes de interferir na germinação das sementes, no crescimento das plântulas, na assimilação de nutrientes, na fotossíntese, na atividade de várias enzimas e

na perda de nutrientes pela permeabilidade da membrana celular (JABRAN *et al.*, 2015; BHOWMIK, 2003), resultando em alterações no crescimento e forma física de espécies vegetais envolvidas nesse processo (MURRELL *et al.*, 2011).

Todas as plantas produzem metabólitos secundários, os quais variam de acordo com sua concentração, localização e composição (ALLEM, 2010). Os alelo químicos estão presentes em todas as partes da planta, incluindo folhas, flores, frutos, raízes, rizomas, caules e sementes, (WEIR *et al.*, 2004), entretanto, há uma maior concentração destes compostos nas folhas e raízes dos vegetais (GATTI *et al.*, 2004). Atualmente o potencial alelopático das plantas tem sido alvo de inúmeras pesquisas ao redor do mundo, com as mais variadas espécies e órgãos vegetais, tendo em vista que a atividade inibitória destas substâncias é variável conforme a espécie alelopática utilizada bem como a parte do corpo vegetal escolhida para o estudo (JAVAID *et al.*, 2006).

No âmbito ecológico, o fenômeno da alelopatia elucida os mecanismos de sucessão vegetal, onde espécies invasoras podem excluir espécies nativas a partir de resíduos e substâncias liberadas para o ambiente. Pode interferir em populações vegetais tanto em sistemas agrícolas, quanto nos naturais (ALMEIDA, 2006). Ainda, produz efeitos sobre a diversidade de ecossistemas terrestres e aquáticos, como a inibição da fixação de nitrogênio e nitrificação, influência nos padrões das vegetações, inibição de germinação e decomposição de sementes (DE LIMA *et al.*, 2011). É um mecanismo bioquímico de interação entre plantas, sendo considerado uma forma de adaptação defensiva das plantas, além de ser um fator de estresse ambiental para diversas espécies (MARCO *et al.*, 2012). Em ambientes naturais, desempenha um importante papel na dominância, sucessão e formação de comunidades vegetais além de ser uma das estratégias de colonização de muitas plantas exóticas sobre a comunidade natural (OLIVEIRA *et al.*, 2012).

Nesse sentido, o estudo da germinação e estabelecimento de plântulas nativas apresenta aspectos ambientais significativos, considerando os efeitos da alelopatia na dinâmica de ecossistemas naturais e, portanto, na preservação e conservação da biodiversidade nativa.

2.4 COMPETIÇÃO

As plantas são seres complexos com capacidade de responder de forma plástica a uma grande quantidade de sinais que reconhecem no ambiente. Algumas dessas respostas estão relacionadas com interações biológicas, tais como a competição, onde o valor adaptativo de qualquer resposta, depende do comportamento de outros indivíduos (DUDLEY; FILE, 2007). Dessa forma, a competição vegetal pode ser vista como uma série de mudanças fisiológicas e morfológicas inter-relacionadas que ocorrem como resultado de processos dependentes e independentes de recursos. Em condições naturais, as plantas vivem sob grande competição para garantir a captura de recursos, especialmente, luz, água e nutrientes. Esses recursos, intensamente disputados, estão associados diretamente com o crescimento e desempenho reprodutivo do vegetal (BIERNASKIE, 2011).

Os vegetais são capazes de reconhecer seus potenciais competidores com base na distribuição espacial e temporal dos recursos essenciais, tais como luz, água e nutrientes, e por meio de processos químicos, envolvendo confrontos acima e abaixo do solo. Modificações, como alongamento da parte aérea e ângulos foliares mais eretos em resposta à sombra, são as alterações mais conhecidas na competição acima do solo (DE WIT *et al.*, 2012). Enquanto que a competição abaixo do solo, envolve investimentos em raízes secundárias e aumento da

elongação de raízes, em resposta à competição por recursos hídricos e nutrientes, ou à inibição por meio de compostos químicos, como liberação de exsudados radiculares ou substâncias alelopáticas (SACHS, 2005).

Os estudos que investigam o comportamento competitivo de plantas têm verificado que as raízes parecem ser o principal órgão com capacidade de percepção, uma vez que são órgãos que apresentam uma estrutura altamente plástica, tornando-as extremamente flexíveis na detecção das condições do ambiente e no desenvolvimento de respostas adaptativas, que resulta da seleção (HODGE, 2009). As raízes de plantas, além de detectar sinais ambientais relacionados a variação das condições do solo (HODGE, 2009), também podem detectar a presença de plantas vizinhas (FALIK et al., 2006). Dependendo da espécie, as respostas podem ser relacionadas com o aumento no crescimento das raízes em relação aos vizinhos, aumentando assim as interações competitivas. Respostas divergentes também poderão ocorrer, onde as plantas podem segregar suas raízes para longe dos vizinhos (CHEN et al., 2012). As raízes também participam da comunicação com outras raízes via liberação de exsudatos (BAIS et al., 2006).

3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

O experimento foi desenvolvido em casa de vegetação (dimensões de 28m x 3m, totalizando 84m²) do Instituto de Formação de Educadores – IFE, pertencente à Universidade Federal do Cariri – UFCA, *Campus* de Brejo Santo/CE (7° 29' 36'S; 38° 59' 07'W), altitude de 381,3 metros, e temperatura média de 24 a 26 °C (Figura 1).

Figura 1 - Casa de vegetação pertencente ao Instituto de Formação de Educadores da UFCA



Fonte: Elaborado pelas autoras.

As sementes das espécies nativas *Albizia inundata* (Mart.) Barneby & J.W. Grimes e *Licania rigida* Benth foram provenientes de coleta em uma propriedade rural, localizada no município de Brejo Santo. As sementes de *Azadirachta indica* foram adquiridas nas proximidades do Instituto de Formação de Educadores (IFE).

Inicialmente os baldes foram perfurados em sua base bem como nas laterais, para drenar o excesso de água, e posteriormente foram preenchidos com solo composto por areia fina, esterco bovino curtido e areia média na proporção de 1:1:1. O plantio foi realizado através de semeadura direta em baldes plásticos com capacidade volumétrica de 20 litros (25,0 cm x 21,0 cm de diâmetro e altura, respectivamente). Em seguida os mesmos foram instalados na casa de vegetação.

Foram montados dois experimentos simultâneos, um com *Licania rigida* e outro com *Albizia inundata*. Para cada experimento, os tratamentos foram constituídos da seguinte forma: T1- tratamento controle (espécie nativa isolada); T2- tratamento com interação (espécie nativa crescendo junto com a espécie exótica invasora) (Figura 2).

Figura 2 - A - Experimento com *Albizia inundata* do lado esquerdo e experimento com *Licania rigida* do lado direito. B - *Albizia inundata* crescendo em interação com *Azadirachta indica*. C- *Licania rigida* crescendo em interação com *Azadirachta indica*

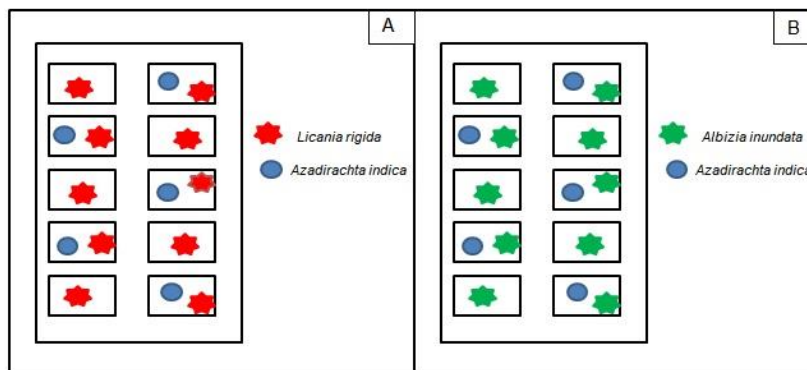


Fonte: Elaborado pela autora.

Em cada balde foram semeados uma quantidade de dez sementes por espécie, respeitando os tratamentos, com posterior desbaste após 15 dias de emergência. No momento do desbaste para T1 (tratamento livre de competição), foi selecionado apenas um único indivíduo, o qual possuía melhor vigor, enquanto que para T2 (tratamento na presença de competição), foram selecionados dois indivíduos com melhor vigor, sendo um indivíduo pertencente à espécie invasora e o outro a espécie nativa. As irrigações foram realizadas diariamente, duas vezes ao dia, por sistema automático de micro aspersão. Os dois experimentos foram conduzidos em delineamento inteiramente casualizado, com dois tratamentos e cinco repetições para cada tratamento, totalizando 10 unidades experimentais

para cada experimento (Figura 3).

Figura 3 - Imagem com a disposição dos baldes contendo as duas espécies usadas no experimento realizado na casa de vegetação da UFCA – Campus Brejo Santo. (A) *Azadirachta indica* e *Licania rigida*.; (B) *Azadirachta indica* e *Albizia inundata*.



Fonte: Elaborado pela autora.

Para a avaliação do crescimento inicial foram obtidas mensalmente medidas de altura e diâmetro das plantas. A altura (ALT) foi medida do colo à gema apical obtida entre a superfície do substrato e a inserção do último par de folhas do ápice, com régua graduada de precisão de 1,0 mm. O diâmetro do caule (DC) foi medido na altura do colo obtido com auxílio de um paquímetro digital com precisão de 0,01 mm.

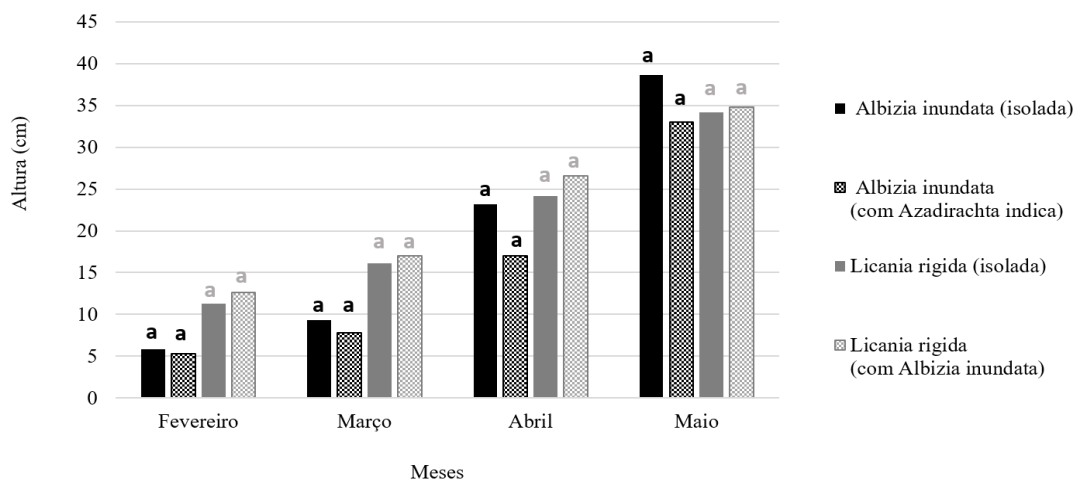
Ao final do período experimental (120 dias), as plantas foram retiradas dos baldes e contabilizou-se o número de folhas das espécies em estudo. Em seguida, o material botânico foi lavado em água corrente, acondicionado em sacos de papel e seco em estufa a 65 °C por 72 horas, até atingir massa constante. O material foi submetido à pesagem em balança analítica para a determinação da biomassa seca total.

Os dados obtidos no final do experimento foram submetidos à análise de variância, teste de Tukey a 5% de significância.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

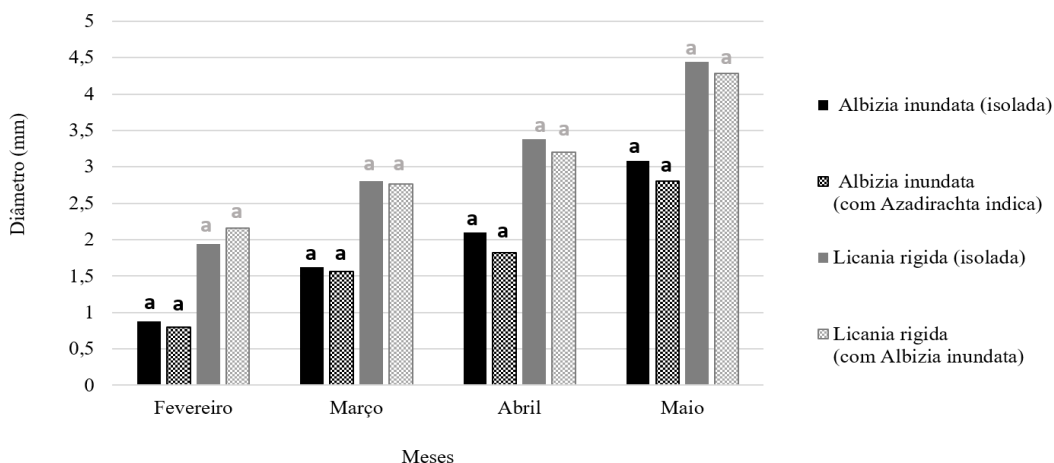
Os resultados mostraram que em todos os meses de coleta, tanto altura quanto o diâmetro não apresentaram diferenças significativas entre *Albizia inundata* isolada e *Albizia inundata* em interação com o nim indiano (Figura 4 e 5). Do mesmo modo, *Licania rigida* também não apresentou efeitos negativos da presença do nim. Estes resultados corroboram com o trabalho realizado por De Oliveira e Silva (2019), que avaliando o crescimento de *Poincianella pyramidalis* e *Libidibia ferrea* sob a presença de *A. indica*, constataram que o nim indiano não causou influência na altura, bem como no diâmetro de ambas as espécies nativas estudadas.

Figura 4 - Comparação, dentro de cada mês, das médias de altura das plântulas de *Albizia inundata* isolada e em interação com *Azadiractha indica*; e das médias de altura das plântulas de *Licania rigida* isolada e em interação com *Azadiractha indica*



Letras na cor preta comparam *Albizia inundata* isolada e em interação. Letras na cor cinza comparam *Licania rigida* isolada e em interação. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Figura 5 - Comparação, dentro de cada mês, das médias de diâmetro das plântulas de *Albizia inundata* isolada e em interação com *Azadiractha indica*; e das médias de diâmetro das plântulas de *Licania rigida* isolada e em interação com *Azadiractha indica*



Letras na cor preta comparam *Albizia inundata* isolada e em interação. Letras na cor cinza comparam *Licania rigida* isolada e em interação. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

No entanto, ao analisarmos o crescimento ao longo do tempo, verificou-se que no mês de abril *A. inundata* isolada diferiu significativamente do mês de março com crescimento de 23,2 cm, enquanto que quando a espécie nativa esteve em interação com a espécie invasora, não houve diferença significativa entre os meses, sugerindo que a presença do nim indiano

pode ter retardado o crescimento dessa espécie nativa (Tabela 1). Porém, para *L. rigida* essa situação não foi registrada.

Quanto ao diâmetro observamos que *L. rigida* isolada apresentou diferença significativa ao longo dos quatro meses, porém, quando em interação com o nim indiano a espécie apresentou crescimento retardado, diferindo apenas a partir do mês de abril (Tabela 1). Já *A. inundata* isolada, apresentou crescimento caulinar semelhante ao tratamento de interação (Tabela 1).

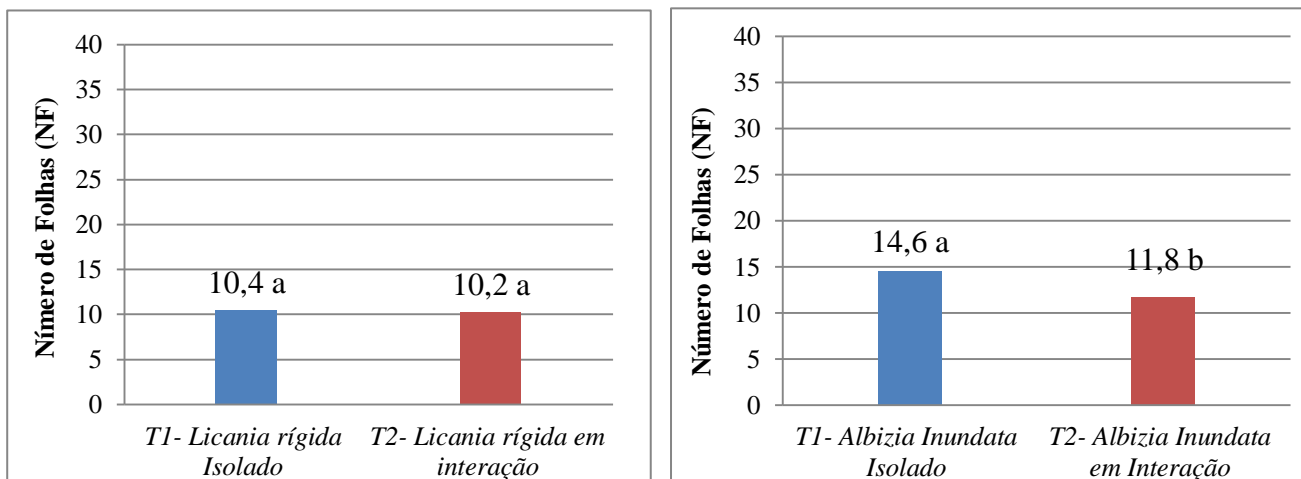
Tabela 1: Comparação (entre os meses) das médias obtidas ao longo do tempo.

Espécie/Tratamento	Altura (ALT)				Diâmetro do caule (DC)			
	FEV	MAR	ABR	MAI	FEV	MAR	ABR	MAI
T1 - <i>Albizia inundata</i> isolada	5,8 a	9,34 a	23,2 b	38,6 c	0,88 a	1,62 ab	2,1 b	3,08 c
T2 - <i>Albizia inundata</i> em interação com <i>Azadirachta indica</i>	5,2 a	7,8 ab	17,0 b	33,0 c	0,8 a	1,56 b	1,82 b	2,8 c
T1 - <i>Licania rigida</i> isolada	11,28 a	16,10 a	24,2 b	34,2 c	1,94 a	2,8 b	3,38 c	4,44 d
T2 - <i>Licania rigida</i> em interação com <i>Azadirachta indica</i>	12,66 a	17,04 a	26,6 b	34,8 c	2,16 a	2,76 ab	3,2 b	4,28 c

Letras comparam cada tratamento ao longo do tempo. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Em relação à quantidade de número de folhas, não foi constatada diferença significativa entre os tratamentos realizados com *L. rigida* (Figura 6), entretanto, o efeito da competição causada por *A. indica* resultou em redução significativa do número de folhas de *A. inundata*, comparativamente a quando este foi mantido de forma isolada (Figura 5). Conforme figura 5, foi possível verificar que o caráter avaliado foi influenciado negativamente, uma vez que, o tratamento em que houve interação com a espécie invasora (T2: 11,8%) apresentou menor porcentagem de número de folhas, em relação ao tratamento onde não houve competição (T1: 14,6%). De forma similar, Silva e Silva (2019) verificaram que a competição entre *Azadirachta indica* e *Poincianella pyramidalis* também afetou a quantidade do número de folhas da espécie nativa, constatando-se a interferência da espécie exótica para este parâmetro.

Figura 6 - Valores médios do número de folhas (NF) de plântulas de *Licania rigida* e *Albizia inundata* crescendo isoladamente e em interação com *Azadirachta indica*

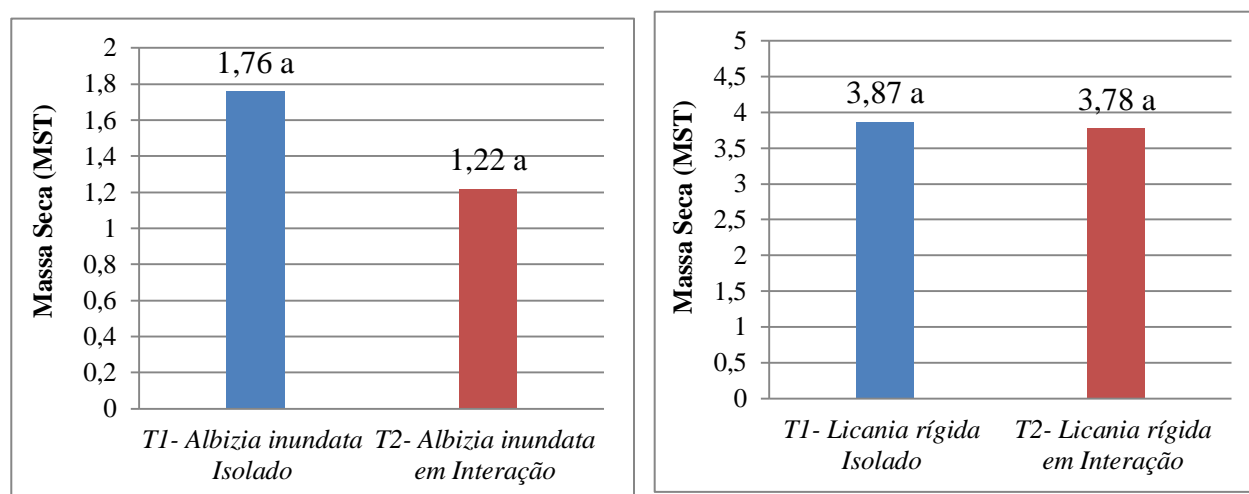


Fonte: Elaborado pelas autoras. Letras diferentes diferem pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

A competição causada pelo nim indiano, fez com que *A. inundata* pudesse produzir menor quantidade de número de folhas. Quando falamos em competição, ela existe abaixo do solo, onde ocorre competição por água, nutrientes, microrganismos associados a esse meio e competição acima do solo, pela intensidade luminosa, onde a baixa qualidade e intensidade da radiação proporciona uma baixa taxa fotossintética (SOARES, *et. al.*, 2009).

Para a massa seca total das plântulas de *Licania rígida* e *Albizia inundata*, verificou-se que os tratamentos não diferiram significativamente (Figura 7).

Figura 7 - Valores médios da massa seca total (MST, em gramas) de plântulas de *Licania rígida* e *Albizia inundata* crescendo isoladamente e em interação com *Azadirachta indica*



Fonte: Elaborado pelas autoras. Letras diferentes diferem pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Verificou-se que quando *L. rígida* foi cultivada isoladamente, os valores do diâmetro do caule diferiram estatisticamente entre os meses avaliados, sendo que isso não ocorreu quando a espécie estava em interação. De forma semelhante, a altura de *A. inundata* na ausência do *Azadirachta indica* diferiu significativamente entre os meses avaliados, enquanto que quando a espécie nativa esteve em interação com a espécie invasora, não houve diferença estatística entre os meses. Além disso, observou-se também que a presença de *A. indica* também afetou negativamente a quantidade de folhas da espécie nativa *A. inundata*.

Nossos resultados sugerem que *A. indica* pode, de fato, apresentar efeitos negativos sobre espécies nativas de mata ciliar, porém é importante que sejam realizados experimentos de longo prazo, avaliando-se mais variáveis e mais espécies para que se possa conhecer melhor quais os impactos negativos que essa espécie exótica pode causar a nossa biodiversidade local.

REFERÊNCIAS

- AGUIAR, TERCENIO R. Riparian buffer zones as pesticide filters of no-till crops. **Environmental Science and Pollution Research**. Springer Nature. v. 22, n. 14, p.10618-10626, 2015.
- AIDAR, M. P.; JOLY, C. A. Dinâmica da produção e decomposição da serapilheira do araribá (*Centrolobium tomentosum* Fuill. Ex Benth. - Fabaceae) em uma mata ciliar, rio Jacaré-Pepira, São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 26, n. 2, p. 193-202, 2003.
- ALLAN, J. D. Landscapes and river scapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.**, n 35, p. 257-284, 2004.
- ALLEM, L. N. **Atividade alelopática de extratos e triturados de folhas de Caryocar brasiliense Camb. (Caryocaraceae) sobre o crescimento inicial de espécies alvo e identificação de frações ativas através de fracionamento em coluna cromatográfica**. 2010 84f. Dissertação (Mestrado em Botânica), Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2010.
- ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; et al. Floristic survey of the caatinga in areas with different grazing intensities, Pernambuco, Northeast Brazil. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, 1(1): p. 43-51. 2016.
- ALMEIDA, LUIZ F. R. **Composição química e atividade alelopática de extratos foliares de Leonurus sibiricus L. (Lamiaceae)**. 2006. 105 p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2006.
- ALVES, J. E. Toxicidade do nim (*Azadirachta indica* A. Juss.:Meliaceae) para Apismellifera e sua importância apícola na caatinga e mata litorânea cearense, 2010.
- ARAÚJO, G. M. **Matas ciliares da caatinga: florística, processo de germinação e sua importância na restauração de áreas degradadas**. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2009.
- AZEVEDO, A. I. B. Bioatividade do óleo de nim sobre *Alphitobius diaperinus* em sementes de amendoim. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental**, v.14, n.3, p.309–313, 2010.
- BAIS, H. P. et al. The role of root exudates in rhizosphere interactions with plants and other organisms. **Annual Review of Plant Biology**. v. 57, p. 233-266, 2006.
- BHOWMIK, P. C.; INDERJIT. Challenges and opportunities in implementing allelopathy for natural weed management. **Crop Protection**, v. 22, n. 4, p. 661–671, 2003.
- BIERNASKIE, J. M. Evidence for competition and cooperation among climbing plants. **Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, v. 278, n. 1714, p. 1989-1996, 2011.
- BITTENCOURT, A. M. O Cultivo do Nim indiano (*Azadirachta indica* A. Juss): uma visão econômica. Dissertação de Mestrado. p. 147, 2006.

BLEVINS, Z. W., et al. Land use drives the physiological properties of a stream fish. **Ecological Indicators**, v. 24, p. 224-235, 2013.

BOURSCHEID, K; REIS, A. Dinâmica da invasão de *Pinus elliottii* Engelm. em restinga sob processo de restauração ambiental no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. **Biotemas**, v. 23, n. 2, p. 23-30, 2010.

BROWN Jr., K. S. **Insetos indicadores da história, composição, diversidade e integridade de matas ciliares tropicais**. São Paulo: Edusp, 2001.

CALLAWAY, RM; RIDENOUR, WM. Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 2, n. 8, p. 436-443, 2004.

CAMARGO, P. L. T.; LAMIM-GUEDES, V. Uma avaliação do conceito de biodiversidade segundo alunos de uma escola rural de Ouro Preto – Minas Gerais. **Educação Ambiental em Ação**, v. 41, 2012.

CASTRO, D.; MELLO, R.S.P; POESTER, G.C. (orgs) **Práticas para restauração da mata ciliar**. Porto Alegre: Catarse – Coletivo de Comunicação, 2012.

CDB. Convenção da Diversidade Biológica. **Biodiversidade**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2000.

CHEN, B. J. W.; DURING, H. J.; ANTEN, N. P. R. Detect thy neighbor: identity recognition at the root level in plants. **Plant Science**, v. 195, p. 157-167, 2012.

PINTO COELHO, R. M. P. **Fundamentos em ecologia**. Porto Alegre, RG: Artes Médicas Sul, p. 247, 2000.

COLLINS, A. L. A preliminary investigation of the efficacy of riparian fencing schemes for reducing contributions from eroding channel banks to the siltation of salmonid spawning gravels across the southwest. **Journal. Environmental Management**, UK, v. 91, n. 5, p. 1341-1349, 2010.

DE LIMA, C. P., et al.. Efeito alelopático e toxicidade frente à *Artemia salina* Leach dos extratos do fruto de *Euterpe edulis* Martius. **Acta Botanica Brasilica** v. 25, n. 2, p. 331-336. 2011.

DE OLIVEIRA A, G.; SILVA, M. A. M. O crescimento de plantas da Caatinga pode ser influenciado pela presença *Azadirachta indica* A. JUSS?. **Anais. In VIII SEMIC – Semana de Iniciação Científica e Tecnológica do IFCE. – 2019.**

DE WIT, M. et al. Plant neighbor detection through touching leaf tips precedes phytochrome signals. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 109, n. 36, p. 14705-14710, 2012.

DUDLEY, S. A.; FILE, A. L. Kin recognition in an annual plant. **Biology Letters**, v. 3, n. 4, p. 435-438, 2007.

FALIK, O.; de KROON, H.; NOVOPLOANSKY, A. Physiologically mediated self/non self root discrimination in *Trifolium repens* has mixed effects on plant performance. **Plant Signaling & Behavior**, v. 1, p. 116–121, 2006.

FENG, Y et al. A quicker return energy-use strategy by populations of a subtropical invader in the non-native range: a potential mechanism for the evolution of increased competitive ability. **Journal of Ecology**, v.99, n.5, p.1116-1123, 2011.

FERNANDES, R. P. Surface runoff generation in a small watershed covered by sugarcane

and riparian forest. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science**, [s.l.], v. 8, n. 3, p.178-190, 20 dez. 2013. Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrograficas (IPABHi).

FERRAZ, J.S.F.; ALBUQUERQUE, U.P.; MEUNIER, I.M.J. Valor de uso e estrutura da vegetação lenhosa às margens do Riacho do Navio, Floresta, Pernambuco. **Acta Botanica Brasilica**, p. 125-134. 2006.

FEY, SB; HERREN, CM. Temperature-mediated biotic interactions influence enemy release of nonnative species in warming environments. **Ecology**, v. 95, n. 8, p. 2246-2256, 2014.

FRANCO, J. G. O. **Direito ambiental matas ciliares: conteúdo jurídico e biodiversidade**. 2. ed. Curitiba: Juruá Editora, 2005.

GATTI, A. B.; PEREZ, S. C. J. G. A.; LIMA, M. I. S. Atividade alelopática de extratos aquosos de *Aristolochia esperanzae* O. Kuntze na germinação e no crescimento de *Lactuca sativa* L. e *Raphanus sativus* L. **Acta Botanica Brasilica**, v. 18, n. 3, p. 459-472, 2004.

GONZÁLEZ, E. Integrative conservation of riparian zones. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 211, p.20-29, 2017. Elsevier BV.

GEIBLER, C. Impact of tree saplings on the kinetic energy of rainfall – The importance of stand density, species identity and tree architecture in subtropical forests in China. **Agricultural and Forest Meteorology**, [s.l.], v. 156, n. 1, p.31-40, 2012. Elsevier BV.

GRIME, J.P. **Plant Strategies, Vegetation Processes and Ecosystem Properties**, 2nd edn. Wiley, Chichester, p. 417, 2001.

HODGE, A. Root decisions. **Plant, Cell & Environment**, v. 32, n. 6, p. 628-640, 2009.

INSTITUTO HÓRUS – Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental/The Nature Conservancy. Base de Dados sobre Espécies Exóticas Invasoras em I3N-Brasil. Consultado em: janeiro de 2021 - <http://www.institutohorus.org.br>. 2009.

JABRAN, K. et al. Allelopathy for weed control in agricultural systems. **Crop Protection**. n. 72, v. 57, p. 0261-2194, 2015.

JAVAID, A. et al. Effect of aqueous extracts of allelopathic crops on germination and growth of *Parthenium hysterophorus* L. **South African Journal of Botany**, v. 72, p. 609-612, 2006.

KAGEYAMA, P.Y. **Restauração da mata ciliar – Manual para recuperação de áreas ciliares e microbacias**. Brasília: Secretaria de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, 2002.

LACERDA, A.V. Levantamento florístico do componente arbustivoarbóreo da vegetação ciliar do rio Taperoá, PB, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 19, n. 3, p. 647-656. 2005.

LEAL, I.R. et al. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. **Megadiversidade** n.1, v. 1, p. 140-146. 2005.

LEÃO, T. C. C.; ALMEIDA, W. R.; DECHOUM, M.; ZILLER, S. R. **Espécies Exóticas Invasoras no Nordeste do Brasil: Contextualização, Manejo e Políticas Públicas**. Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste e Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. Recife, PE, p.99, 2011.

LORENZO, P.; HUSSAIN, M.I.; GONZALEZ, L. Role of Allelopathy During Invasion Process by Alien Invasive Plants in Terrestrial Ecosystems. In: CHEEMA, Z.A.; FĀRŪQ, M.;

WAHID, A. Allelopathy: Current trends and future applications. Berlin, New York: Springer. Cap. 1. p. 3-21. 2013.

LUCENA, R.F.P. et al. Local uses of nativeplants in area of caatinga vegetation Pernambuco - NE, Brazil. **Ethnobotany Research and Applications**, Países Baixos, v.6, p. 3-13. 2008.

MARCO, C. A. et al. Chemical composition and allelopathic activity of essential oil of *Lippia sidoides* Cham. **Chilean Journal of Agricultural**, v.2. n.72. 2012.

MARQUES, F. J. Florística e estrutura do componente arbustivo-arbóreo da caatinga nas margens do rio Sucuru em coixola, Paraíba: reflexos da antropização/Floristic and structure of the caatinga arbustive-arboring component on the Sucuru river river in coixola, Paraíba: reflections of anthropization. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 4, p. 20058-20072, 2020.

MARTINEZ, S. S. **O Nim: *Azadirachta indica*- natureza, usos múltiplos, produção**. Londrina: IAPAR, 2002. 142 p.

MARTINS, C.; OLIVEIRA, H. T. Biodiversidade no Contexto Escolar: Concepções e Práticas em uma Perspectiva de Educação Ambiental Crítica. **Revista Brasileira de Educação Ambiental**, São Paulo, v. 10, n. 1, p. 127-145, 2015.

MARTINS, S.V. **Recuperação de matas ciliares**. 1ª ed. Viçosa, Aprenda Fácil Editora, v. 1. 255 p. 2004.

MENGARDO, A.L.T. et al. Comparing the establishment of an invasive and endemic palm species in the Atlantic rainforest. **Plant Ecology & Diversity** v. 5, p. 345-354, 2012.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Espécies Exóticas Invasoras: Situação Brasileira**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, p.23, 2006.

MORO, M. F. *et al.* Alienígenas na sala: o que fazer com espécies exóticas em trabalhos de taxonomia, florística e fitossociologia? **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 4, p. 991-999, 2012

MURRELL, C. et al. Invasive Knotweed affect native plants through allelopathy. **American Journal of Botany**. v. 98, p. 38-43, 2011.

NASCIMENTO, C. E. et al. Efeitos da competição de mudas de algarobeira (*Prosopis juliflora* (Sw) DC.) em plantas da caatinga. In: CONGRESSO NORDESTINO DE ECOLOGIA. 12. 2009, Gravatá. Recife: Sociedade Nordestina de Ecologia, 2009.

NIM: *Azadirachta indica* A. Juss. [S.l.]: **Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental**, 2003.

OLIVEIRA, C. A. *et al.* Avaliação da retenção de sedimentos pela vegetação ripária pela caracterização morfológica e físico-química do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, UAEA/UEFG.

OLIVEIRA, P. T. B et al. Florística e fitossociológica de quatro remanescentes vegetacionais em áreas de serras no Cariri Paraibano. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 22, nº. 4, p. 169-178, 2009.

OLIVEIRA, S. C. C. et al. Estudo fitoquímico de folhas de *Solanum lycocarpum* A. St.-Hil (Solanaceae) e sua aplicação na alelopatia. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 3, p. 607-618. 2012

PAES, M. P. Plantas exóticas invasoras no Brasil: uma ameaça às plantas nativas e ao

ecossistema. **Revista Especialize On-line IPOG**, v.1, n.11, p.1-14, 2016.

PEREIRA, I.M *et al.* Caracterização ecológica de espécies arbóreas ocorrentes em ambientes de mata ciliar, como subsídio a recomposição de áreas alteradas nas cabeceiras do Rio Grande, Minas Gerais. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.20, n.2, p. 235-253, 2010.

PEREIRA, I.M *et al.* Tree species occurring ariparian slope and correlations with soil variables in the upper Grande River, Minas Gerais, Brazil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.42, n.12, p. 2192-2198, 2012.

PESSOA, M. F. Estudo da cobertura vegetal em ambientes da caatinga com diferentes formas de manejo no assentamento Moacir Lucena, Apodi - RN. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 21, n. 3, p. 40-48. 2008.

PIERIK, R.; MOMMER, L.; VOESENEK, L. A. Molecular mechanisms of plant competition: neighbour detection and response strategies. **Functional Ecology**, v. 27, n. 4, p. 841-853, 2013.

PITELLI, R. A. Plantas Exóticas Invasoras. In: BARBOSA, L. M.; SANTOS JR, N. A. dos (orgs.). **A botânica no Brasil: pesquisa, ensino e políticas públicas ambientais**. São Paulo: Sociedade Botânica do Brasil, p. 409-412, 2007.

PIVELLO, V.R. Invasões biológicas no Cerrado Brasileiro: efeitos da introdução de espécies exóticas sobre a Biodiversidade. **Ecologia**. Info 33, 2006.

RODRIGUES, V. A. **Morfometria e mata ciliar da microbacia hidrográfica**. Workshop em manejo de bacias hidrográficas. 2. ed. Botucatu, 2004.

SACHS, T. Auxin's role as an example of the mechanisms of shoot/root relations. **Plant and Soil**, v. 268, n. 1, p. 13-19, 2005.

SANGEETHA, C.; BASKAR, P. Allelopathy in weed management: A critical review. **Jornal Africano of Agricultural**, v.10, n. 9, p. 1004-1015, 2015.

SANTOS, D.S.; SPAROVEK, G. Retenção de sedimentos removidos de área de lavoura pela mata ciliar, em Goiatuba (GO). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 5, p. 1811-1818, 2011.

SILVA, C. L. C.; SILVA, M. A. M. A competição entre *Azadirachta indica* e espécies nativas da Caatinga afetam os aspectos funcionais? **Anais de eventos**. VIII SEMIC – Semana de Iniciação Científica e Tecnológica do IFCE. – 2019.

SILVA, J. M. C.; BARBOSA, L. C. F. Impact of human activities on the Caatinga. In: **Caatinga Springer**, Cham. p. 359-368, 2017.

SILVA, K. A.; ARAUJO, E. L.; FERAZ, E. M. N. Estudo florístico do componente herbáceo e relação com solos em áreas de caatinga do embasamento cristalino e bacia sedimentar, Petrolândia-PE. **Acta Botânica Brasília**, v. 23, n. 1, p. 100-110. 2009.

SIMBERLOFF, D. The role of propagule pressure in biological invasions. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 40, p. 81-102, 2009.

SOARES, A.B. Influência da luminosidade no comportamento de onze espécies forrageiras perenes de verão. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 38, n. 3, p. 443-451, 2009.

SOUSA F. Q. et al. Impactos da invasão por *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne. (Apocynaceae juss.) em remanescentes de caatinga no município de Ibareta, Ceará. **Ciência Florestal**. v. 5, n.1, 2017.

SOUZA, L.S.; VELINI, E.D.; MAIOMONI-RODELLA, R.C.S. efeito alelopático de plantas daninhas e concentrações de capim-braquiária (*Brachiaria decumbens*) no desenvolvimento inicial de eucalipto (*Eucalyptus grandis*) **Planta Daninha**, v.21, n.3, p.343-354, 2003.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. 5. ed. Porto Alegre: Artmed, p. 954, 2013.

WEIR, T.L.; PARK, S.W.; VIVANCO, J.M. Biochemical and physiological mechanisms mediated by allelic chemicals. **Current Opinion in Plant Biology**, v. 7, p.472 - 479, 2004.

ZALBA, S. M. Introdução às Invasões Biológicas – Conceitos e Definições. In: BRAND, K. et al. **América do Sul invadida**. A crescente ameaça das espécies exóticas invasoras. Cape Town: Programa Global de Espécies Invasoras – GISP, p. 4-5, 2006.

ZILLER, S. R. **A Estepe Gramíneo-Lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque á contaminação biológica**. 2000. 268 p. Tese. (Doutorado em Engenharia Florestal) Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2000.

ZILLER, S. R. Os processos de degradação ambiental originados por plantas invasoras. **Revista Ciência Hoje**. n. 178, p. 77-79, 2001.

ZILLER, S. R.; ZALBA, S. M.; ZENNI R. D. Modelo para o desenvolvimento de uma estratégia nacional para espécies exóticas invasoras. **The Nature Conservancy/Gisp**, Curitiba, Brasil, p. 61, 2007.