

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

VITOR PIMENTA MAMEDE

UM PANORAMA DAS ORQUÍDEAS EXÓTICAS INVASORAS NO BRASIL

DRA. ANA SILVIA FRANCO PINHEIRO MOREIRA

ORIENTADORA

MESTRE JOÃO CUSTÓDIO FERNANDES CARDOSO

CO-ORIENTADOR

Uberlândia - MG

Dezembro - 2020

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA

INSTITUTO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS

CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

UM PANORAMA DAS ORQUÍDEAS EXÓTICAS INVASORAS NO BRASIL

Trabalho de Conclusão de Curso de graduação submetido à Universidade Federal de Uberlândia como requisito necessário para obtenção do Título de Bacharelado em Engenharia Ambiental.

Orientação: Profa. Dra. Ana Silvia Franco Pinheiro Moreira

Co-orientação: Mestre João Custódio Fernandes Cardoso

Discente: Vitor Pimenta Mamede

Uberlândia - MG

Dezembro - 2020

Sumário

Resumo	4
Abstract	5
Introdução	6
Metodologia	8
<i>Busca no Web of Science</i>	8
<i>Busca no Compêndio Global de Ervas Daninhas</i>	8
Resultados e Discussão	10
<i>Um panorama geral sobre orquídeas invasoras no Brasil</i>	10
<i>Estudo de caso: Oececlades maculata</i>	13
Considerações finais	17
Referências	18
Tabela Suplementar	25

Resumo

Espécies exóticas estão se tornando invasoras em habitats naturais. Este tem sido um tema recorrente devido sua interação com espécies nativas, podendo alterar diversos parâmetros da biodiversidade. As orquídeas ocupam nichos muito específicos, enfrentando ameaças quanto a interferência do homem em seu habitat, porém algumas delas apresentam grande potencial invasor. A partir de bases de dados, listamos 125 espécies potencialmente invasoras no mundo. Desse total apenas 16 espécies apresentaram registros no Brasil, porém *Vanilla planifolia*, *V. pampona*, *Cyrtopodium polyphyllum*, *C. flavum*, *C. paranaense* e *Polystachya concreta* são nativas, não sendo consideradas validas, restando apenas 10 espécies exóticas e invasoras no país. O maior número de registros (873) foi encontrado para *O. maculata*, uma orquídea africana com maior sucesso invasor no mundo. Sua distribuição foi mais expressiva nas regiões mais antropizadas do país (Nordeste e Sudeste), comprovando sua preferência por ambientes perturbados. Os padrões evolutivos das espécies condicionaram seu estabelecimento em determinados locais, sendo que as interferências nos ecossistemas têm causado diversas mudanças em seus padrões de distribuição, tais características poderão não ser benéficas ao longo prazo, sendo ainda mais necessários estudos e medidas para tentar mensurar estes impactos.

Palavras-chave: degradação ambiental, invasão biológica, Orchidaceae, plantas invasoras.

Abstract

Exotic species are becoming invasive in natural habitats. This has been a recurring theme due to its interaction with native species, changing different traits of the biodiversity. Orchids occupy awfully specific niches, facing threats as to the interference of man in their habitat, however some of them have great invasive potential. From databases, we list 125 potentially invasive species in the world. Of this total, only 16 species had valid records in Brazil, however *Vanilla planifolia*, *V. pampona*, *Cyrtopodium polyphyllum*, *C. flavum*, *C. paranaense* and *Polystachya concreta* are native, and were not considered, leaving only 10 exotic and invasive species in the country. The higher number of records was found for *Oeceoclades maculata*, an African orchid with highest success as invasive in the world. Its most expressive distribution was in the most anthropized regions of the country (Northeast and Southeast), proving their preference for disturbed environments. The evolutionary patterns of species have conditioned their establishment in certain locations, and the interference in ecosystems has caused several changes in their distribution patterns, such characteristics may not be beneficial in the long run, and even more studies and measures are needed to try to measure these impacts.

Key-words: environmental degradation, biological invasion, Orchidaceae, invasive plants.

Introdução

Atualmente o planeta enfrenta uma das maiores ameaças de perda de biodiversidade da história, sendo mais preocupante para regiões consideradas *hotspots* globais de biodiversidade. A principal fonte deste problema é de origem antrópica, ocasionada pela degradação de ecossistemas naturais, supressão de vegetação nativa e o mal-uso dos recursos hídricos (LEÃO et al., 2011). Tais interferências causam grande perda para o habitat, desagregando biomas naturais em pequenos fragmentos de vegetação, o que resulta em ambientes com elevado estágio de degradação e com alta perda da sua capacidade de resiliência natural (CARDOSO et al., 2016). Aliado a isso, as mudanças climáticas estão condicionando mudanças nos ecossistemas, alterando a distribuição de espécies nativas e aumentando o número de espécies invasoras (Hellmann et al., 2008).

As espécies se tornam invasoras quando encontram condições ideais para seu estabelecimento e desenvolvimento em um ambiente diferente do seu habitat de origem (ESTOUP & GUILLEMAUD, 2010). De acordo com a Convenção Internacional sobre Diversidade Biológica (CDB), uma espécie exótica invasora pode ser inserida de forma intencional ou não (LEÃO et al., 2011). O sucesso no estabelecimento destas espécies pode ser observado através de sua alta capacidade de competição com espécies nativas e de sua alta taxa de crescimento e adaptação (DAEHLER, 2003). São poucas as áreas do planeta que permanecem sem a invasão de espécies exóticas (MACK et al., 2000). Em todo mundo, cerca de 80% das espécies ameaçadas estão em risco devido ao estabelecimento de espécies exóticas invasoras. Nesse sentido, a invasão biológica é atualmente a segunda maior causa da perda de biodiversidade em ambientes naturais (PEGADO et al., 2006; FARIA & ROQUE, 2020).

As consequências da inserção de uma planta exótica em um novo habitat podem variar de acordo com a espécie e a localização onde foi introduzida. Em condições favoráveis,

espécies exóticas podem se tornar invasoras, podendo ocasionar efeitos adversos no ecossistema. Entre os fatores que auxiliam no estabelecimento de uma espécie exótica no novo ambiente estão a ausência de seus predadores e outros inimigos naturais originais, propiciando uma grande vantagem no seu estabelecimento (KEANE & CRAWLEY, 2002). Além disso, mecanismos como o de polinização e dispersão podem favorecer este processo (DAEHLER, 2003).

Orchidaceae é uma família constituída por cerca de 28.000 espécies e 736 gêneros (CHRISTENHUSZ & BYNG, 2016), sendo sua maioria epífita (DRESSLER, 2005). Estão distribuídas por todas as regiões do planeta, com maior ocorrência nos trópicos e subtropicais. O Brasil é um dos países com maior diversidade do mundo com cerca de 234 gêneros e 2.583 espécies, sendo que dentre elas 1.578 (27 gêneros) são endêmicas (Flora do Brasil 2020). Orchidaceae constitui uma das famílias vegetais mais ameaçadas pelas adversidades em seu habitat natural, sendo que as interferências antrópicas já resultaram na extinção de várias espécies na natureza (CARDOSO et al., 2016). Este acelerado processo de extinção as torna bioindicadores do meio ambiente, se mostrando ainda mais necessários estudos para se entender os mecanismos de adaptação e sobrevivência nos poucos fragmentos em que ainda são encontradas. Deve-se iniciar a adoção de protocolos para que se possa entender os potenciais impactos do homem nestes habitats, além de compreender a interferência que estas plantas apresentam umas frente às outras (PEDROSO-DE-MORAES & SOUZA-LEAL, 2015).

Paradoxalmente, algumas espécies de orquídeas se tornaram exóticas invasoras, estando distribuídas em diversas partes do mundo (Ackerman, 2007). Um dos fatores que contribuem para que se tornem invasoras seria sua alta capacidade de dispersão de sementes, o que significa que as barreiras geográficas não são problema para seu estabelecimento em novos habitats (Trejo-Torres & Ackerman, 2001), aliado a mecanismos de reprodução independentes

de polinizadores como a autopolinização espontânea e polinização pela chuva (Ackerman, 2007). Considerando o exposto, o presente trabalho teve como objetivo compilar dados do panorama atual de espécies exóticas invasoras no Brasil, agrupando-as em categorias taxonômicas e evidenciando seu hábito (forma de vida) e tipo metabólico, utilizando bases de dados digitais, além de mapear a distribuição das principais espécies de invasoras no país.

Metodologia

Para se determinar possíveis espécies de orquídeas invasoras do Brasil, inicialmente foi realizado um levantamento de espécies de orquídeas comumente invasoras no mundo utilizando a plataforma Web of Science (www.weofscience.com) e o Compêndio Global de Ervas Daninhas (Global Compendium of Weeds – GCW) (www.hear.org/gcw/index.html).

Busca no Web of Science

No Web of Science, foram utilizados para busca os termos (“invasive*Orchidaceae” 831 registros), (“alien*Orchidaceae” 350 registros) e (“invasora*Orchidaceae” 43 registros). Todas as publicações registradas desde o ano 2000 foram analisadas. Como critério de seleção das publicações aptas para o nosso trabalho, observamos todas os trabalhos obtidos nas buscas e a partir de então consideramos válidos apenas aqueles que faziam referência espécies de orquídeas como invasoras no estudo.

Busca no Compêndio Global de Ervas Daninhas

No GCW, utilizado como uma segunda base de dados, buscamos na página inicial a aba “Ervas Daninhas Globais” (GCW), em seguida acessamos a “lista de espécies de plantas” onde os nomes de espécies invasoras aparecerem por ordem alfabética e também é possível buscar por todas as espécies. Com o localizador foi realizada busca pelo termo “Orchidaceae”, restringindo os registros à família de interesse neste estudo. Na plataforma Web of Science,

apenas 18 trabalhos apresentaram espécies de Orchidaceae consideradas invasoras totalizando 26, enquanto no GCW foram encontradas 113 espécies, totalizando em ambas as bases de dados 125 espécies (ver Anexo 1). Após verificar que a orquídea exótica invasora mais comumente encontrada é a *Oeceoclades maculata*, foi feito um estudo de caso mapeando sua distribuição ao longo dos biomas do Brasil.

Posteriormente, as 125 espécies de orquídeas consideradas invasoras foram utilizadas para busca de registros no Brasil. Foram utilizadas as plataformas *species link* (<http://www.splink.org.br>) e REFLORA (<http://reflora.jbrj.gov.br/>), ambas acessadas em 23/08/2020. Estes sites armazenam informações sobre os registros de coletas nos herbários de todo Brasil. Dentre os registros encontrados para cada espécie, foram selecionadas apenas as plantas que se encontravam fora do ambiente urbano, não sendo utilizadas em paisagismo de praças, parques ou jardins. Também foram excluídos os dados sem coordenadas geográficas. Considerando as duas fontes de busca, foram encontrados 2.494 registros, sendo então considerados válidos apenas 1.002 registros. Foi montada uma base de dados categorizando o Herbário onde o *voucher* se encontra (número de registros por espécie), o local (incluindo Estado e coordenadas) e o ano de coleta. *Vanilla planifolia*, *V. pampona*, *Cyrtopodium polyphyllum*, *C. flavum* e *Polystachya concreta* foram encontradas como espécies invasoras, mas constam na Flora do Brasil 2020 como plantas nativas do Brasil. *Cyrtopodium paranaense* aparece como sinônimo de *C. flavum* na mesma base de dados (consulta realizada em 10/11/2020). Desta forma, os dados referentes à estas espécies também não foram computadas. Em seguida, utilizando-se como base a literatura, foram levantados dados referentes à subfamília e tribo de cada espécie, além da via metabólica e do habitat de vida, buscando estabelecer algum padrão de similaridade entre elas.

Resultados e Discussão

Um panorama geral sobre orquídeas invasoras no Brasil

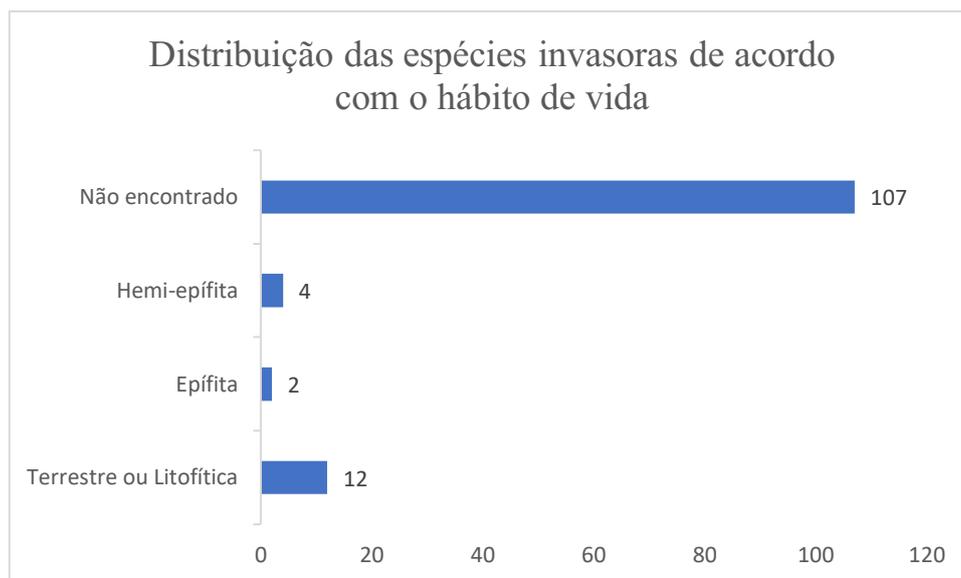
Ao todo, foram encontradas 125 espécies de orquídeas consideradas invasoras no planeta (Tabela 1). Desse total, apenas 16 espécies apresentaram registros no Brasil. Como já relatado anteriormente, *Vanilla planifolia*, *V. pampona*, *Cyrtopodium polyphyllum*, *C. flavum*, *C. paranaense* e *Polystachya concreta* são nativas do Brasil, não sendo consideradas válidas, restando apenas 10 espécies exóticas e invasoras no país com registros válidos nas plataformas *species link* e REFLORA. A espécie com maior número de registros foi *Oeceoclades maculata* (873 registros válidos), *C. glutiniferum* (83 registros) e *Epidendrum carpophorum* (com 109 registros). As demais espécies, como *Arundina graminifolia*, *Dactylorhiza majalis*, *E. ibaguense*, *E. radicans*, *Habenaria rodeiensis*, *Vanilla mexicana* e *Zeuxine strateumatica*, representaram menos de 3% dos registros válidos cada uma, compreendendo pouco mais de 7% do total de registros considerados válidos.

As espécies de orquídeas encontradas neste estudo pertencem a 6 diferentes subfamílias distribuídas em 23 tribos, majoritariamente apresentando hábito terrestre e metabolismo C3 (Anexo 2) explicitadas nos gráficos a seguir.

A subfamília mais representativa foi Epidendroideae com 55 espécies, seguida de Orchidoideae (47 espécies), Vandoideae (10 espécies), Spiranthoideae (7 espécies), Vanilloideae (4 espécies) e Cyripedioideae (2 espécies). As 3 tribos mais representativas foram Orchideae com 44 espécies, seguida por Epidendreae com 13 espécies e Dendrobieae com 11 espécies.

Esta ampla distribuição das espécies dentro de uma mesma família indica uma alta diversidade morfológica e também possíveis fatores genéticos vinculados ao potencial invasor das espécies. Podemos observar ainda foi encontrada uma alta diversidade morfológica. A grande maioria das orquídeas invasoras encontradas apresentaram metabolismo C3.

Gráfico 1 – Distribuição de orquídeas invasoras pelo hábito de vida



Das espécies encontradas, a maior parte possui hábito de vida terrestre, podendo ser um indicativo de que estas apresentam maiores chances de sucesso invasor. Orquídeas terrestres que em sua maioria apresentam distribuição de forma aleatória, são dependentes de fungos micorrízicos que possuem distribuição agregada (DUBBERN et al., 2013). Recursos como água e nutrientes são de mais fácil acesso por terem suas raízes em contato direto com o solo (PAZZA et al., 2012). Plantas de hábito epifítico representam uma adaptação evolutiva em relação as perturbações sofridas como inundações e fogo e também uma diminuição de predadores terrestres, porém estas plantas apresentam maior limitação de recursos como água e nutrientes e pela luminosidade (PAZZA et al., 2012), já que estudos comprovaram que orquídeas epífitas apresentam maior especificidade com um único forófito (FAJARDO et al., 2015).

Das 10 espécies listadas como exóticas invasoras no país, verificamos que estão distribuídas em 3 subfamílias (Epidendroideae, Orchidoideae e Spiranthoideae) e 7 tribos (Arethuseae, Cyrtopodiinae, Orchideae, Epidendreae, Euloophiinae, Vanileae e Spiranthinae). As Epidendroideae pertencem à subfamília que mais apresentou espécies (*A. graminifolia*, *C.*

glutiniferum, *E. carpophorum*, *E. ibaguense*, *E. radicans* e *O. maculata*), apresentando também o maior número de registros válidos por espécie.

O potencial invasor das orquídeas indica que tais plantas parecem ser menos suscetíveis à infecção por organismos patogênicos, contribuindo com a ideia de que espécies invasoras tem um potencial de se sobressair a espécies nativas (KEANE & CRAWLEY, 2002), ainda que elas dependam de interações mutualísticas fungo-planta muito específicas fazendo com que o potencial invasor seja uma característica não só dependente de mecanismos próprios de cada espécie mas também das condições do habitat (FROST et al., 2019). Outra hipótese para o sucesso invasor é a ausência de inimigos naturais, o que aumenta a possibilidade de estabelecimento e reprodução (LIU & STILING, 2006). Apesar dos registros, as orquídeas apresentam um padrão de invasão biológica muito pouco expressivo se comparadas a outras famílias de plantas (PEMBERTON & LIU, 2008).

Suas sementes muito pequenas apresentam dispersão principalmente pelo vento. Nas sementes pequenas, seus embriões são indiferenciados e sem endosperma, estando sujeitas a interações com fungos micorrízicos para que ocorra sua germinação (PEDROSO-DE-MORAES & SOUZA-LEAL, 2015).

Embora ainda tenham poucos estudos sobre como controlar espécies invasoras no Brasil, muito ainda deve ser feito com relação ao estabelecimento dessas plantas (MATOS & PIVELLO, 2017). Os impactos da ocupação do ambiente por tais espécies ainda são desconhecidos, mas elas potencialmente podem competir por luz, nutrientes, polinizadores e associações micorrízicas com espécies nativas que ocupam os mesmos nichos ecológicos.

Os processos de invasão biológica ainda não estão muito bem definidos, porém é fato que essa interação entre espécies nativas e invasoras causa consequências diretas para a biodiversidade (MIYAMURA et al., 2019), como já observada a competição por polinizadores

em uma comunidade de orquídeas nativas de Porto Rico (*Bletia patula*) e uma orquídea asiática invasora (*Spathoglottis plicata*), mostrando que estas apresentam competição direta com maior visitação em relação as espécies nativas (RECART et al., 2013).

Estudo de caso: Oeceoclades maculata

Oeceoclades maculata (Fig. 1) apresenta crescimento simpodial, com pseudobulbos piriformes, folha apical, pedúnculo ereto, brácteas florais triangulares e inflorescência em racemo. As flores são pediceladas, com sépala dorsal suboblanceolada, sépalas laterais subfalciformes, pétalas elípticas, conectado à sépala dorsal, ápice agudo, labelo trilobado, dois calos na base do labelo e coluna com cerca de 5 mm de comprimento (Neto et al., 2004).



Figura 1. *Oeceoclades maculata*. (A) Indivíduo adulto em floração. (B) Detalhe das flores. Escala: 5mm.

O maior número de registros (873) encontrados em nosso estudo coincide com o exposto por outros autores, que consideram *O. maculata* a orquídea com maior sucesso invasor no mundo, sendo terrestre e originária do continente africano (RIVERÓN-GIRÓ et al., 2017). Sua relação com ambientes perturbados é evidente, ocupando o nicho ecológico de espécies

nativas (COHEN & ACKERMAN, 2009). Ela está estabelecida por todos os trópicos, com ampla distribuição por toda a América (DAHER, 2008), bem como no Brasil com sua distribuição apresentada na figura 2.

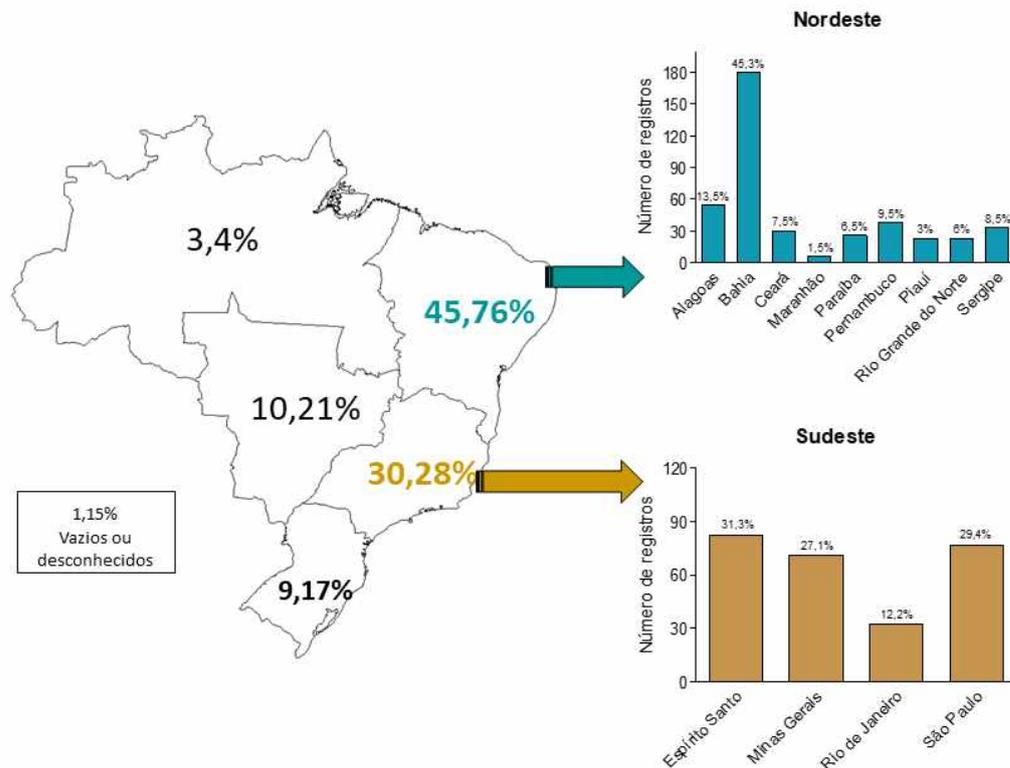


Figura 2. Distribuição do número de registros de *O. maculata* por regiões. Os gráficos de barras mostram um detalhamento da distribuição por Estados das duas principais regiões de ocorrência.

No Brasil, a distribuição de *O. maculata* se dá principalmente em regiões com a presença de ambientes litorâneos (Figura 2), com 76% de todos os registros concentrados nas regiões Nordeste e Sudeste. Essas áreas são muito impactadas por meio da urbanização e uso da terra (FERREIRA & SILVA, 2011). Esses dados estão de acordo com o padrão invasor da espécie, uma vez que ela possui grande facilidade de adaptação nos mais diversos ambientes e sendo encontrada principalmente em ambientes perturbados (RAHAL et al., 2015). Alguns dos

fatores que favoreceram o estabelecimento de espécies invasoras em regiões próximas ao litoral é o grande fluxo de espécies entre países, o que contribuiu para sua dispersão, além da alta taxa de urbanização que resulta em um ambiente antropizado (NEVES et al., 2019). De fato, estudos anteriores mostram que, no Brasil, apesar de *O. maculata* crescer em diferentes condições ambientais, incluindo diferentes formações vegetais como Mata Estacional Semidecidual, no Cerrado sentido restrito ou mesmo na Caatinga, sua distribuição indica maior ocorrência próximo a matas de galeria (STENCEL et al., 2016). Os autores discutem que esta amplitude de distribuição evidencia sua capacidade adaptativa. A facilidade em explorar novos habitats pode ser devido à alta plasticidade fenotípica, uma habilidade genotípica de produzir diferentes fenótipos em resposta as perturbações do ambiente, podendo mudar sua fisiologia e morfologia, principalmente folhas para se adaptar ao meio. Quando crescem sob intensa luminosidade produzem folhas mais curtas a fim de diminuir a transpiração e consequente perda de água, mostrando maior eficiência nos processos fotossintéticos (STENCEL et al., 2016).

A região Norte também possui tais características climáticas, sendo quente e úmida. Porém, o menor número de registros valores nessa área (pouco mais de 3 %) (Fig. 2) pode estar relacionado ao menor grau de degradação. O Centro-Oeste teve apenas 10.21 % dos registros (Fig. 2). Uma vez que essa região possui marcada sazonalidade climática e predomínio de ambientes savânicos (SILVA & CAPUTO, 2010), podendo ser um fator que restrinja o estabelecimento de *O. maculata* apenas às áreas florestais remanescentes, onde a espécie comumente ocorre. Outra possibilidade é que o cenário atual seja apenas um estágio na dispersão de *O. maculata*, que se iniciou no litoral e agora começa a ganhar regiões mais interiores do país. Por fim, apesar de apresentar áreas litorâneas, o Sul do país teve apenas 8 % dos registros (Fig. 2). Esse resultado pode estar relacionado a variáveis climáticas, já que essa região apresenta menores temperaturas impactando na germinação ou em outras atividades

metabólicas da espécie como já observado para outras famílias de plantas (PEREIRA et al., 2015).

É importante ressaltar que pode existir um viés de amostragem nesses dados, já que as regiões Sudeste e Nordeste (especialmente no litoral) historicamente possuem maior número de universidades e herbários associados. Entretanto, a baixa amostragem do Sul (tradicionalmente com muitas instituições) e o advento da expansão das universidades em todo o país evidenciam amostragem suficiente e possivelmente reflete o *status* de distribuição da espécie.

No Brasil, além da polinização biótica por borboletas, *O. maculata* apresenta autopolinização pela chuva, o que torna a espécie ainda mais eficaz e flexível em sua reprodução (AGUIAR et al., 2012).

Estudos de abundância de espécies mostraram que a quantidade de *O. maculata* supera e muito o número de indivíduos se comparados a outras espécies (GARCÍA-GONZÁLES & MÁRQUEZ, 2011). O interessante é que, diferentemente do observado para outras espécies invasoras de orquídeas que em sua maioria aparentam exibir o metabolismo C₃, apesar de terrestre, *O. maculata* apresenta metabolismo CAM (Silvera et al., 2009). De fato, a expressão deste metabolismo é altamente plástica em duração e intensidade, apresentando variações em sua expressão de acordo com os estímulos ambientais como disponibilidade hídrica e luminosidade (NOBEL & HARTSOCK, 1983; CEUSTERS et al., 2019). É de se pensar que esta variação pode favorecer o estabelecimento de *O. maculata*, minimizando o efeito dos períodos de seca pela abertura dos estômatos no período noturno quando a expressão do metabolismo CAM é evidenciada, e maximizando a fixação do carbono pela via C₃ em momentos de maior disponibilidade hídrica.

Uma das poucas interferências que limitam o estabelecimento desta espécie já comprovada é a declividade do terreno (PAULA, 2009), isso se deve ao fato de que suas raízes são muito curtas, ficando na maioria das vezes apenas na camada de matéria orgânica do solo e em ambientes com alta declividade uma pequena quantidade de enxurrada pode remover a planta do solo. De fato, estudos tem mostrado que o tipo de solo tem pouca interferência sobre a distribuição de *O. maculata*, porem a declividade do terreno é um fator determinante (COHEN & ACKERMAN, 2009).

Considerações finais

De acordo com a literatura, as ações humanas estão condicionando mudanças irreversíveis aos ecossistemas mundiais, fazendo com que os padrões de distribuição das espécies e seu comportamento nos habitats possam se modificar. Além disso, temos a tendência de considerar espécies exóticas invasoras como maléficas ou nocivas ao ambiente, porém apenas com mais estudos seja possível afirmar que tais espécies sejam apenas prejudiciais ao meio ambiente, pois estas interferências são um tanto quanto recentes e ainda pouco entendidas pela ciência, se fazendo necessária a realização de mais estudos com diferentes abordagens para então compreendermos melhor as reais consequências no médio e longo prazo para a biodiversidade do planeta.

Os padrões evolutivos condicionaram ao longo de milhões de anos as características ecofisiológicas de cada espécie ser resistente as condições de sua região original. Logo, mudanças repentinas de distribuição poderão não ser sustentáveis ao longo prazo, em que o próprio ambiente poderá apresentar mecanismos de resiliência. Os padrões de degradação dos habitats têm modificado regiões naturais de maneira que algumas espécies não consigam acompanhar tais mudanças. Por exemplo, modelagens matemáticas já mostraram que ao passar dos anos, os habitats aptos ao estabelecimento de orquídeas do gênero *Dactylorhiza* podem reduzir drasticamente (NACZK & KOLANOWSKA, 2015). Por outro lado, com as severas

mudanças nos ecossistemas naturais registradas nos últimos tempos podem fazer com que espécies exóticas invasoras de Orchidaceae poderão se sobressair ainda mais neste cenário, tendo em vista que os ecossistemas estarão mais frágeis e suscetíveis a invasões biológicas.

Espécies invasoras apresentam grandes ameaças ao equilíbrio de regulação natural das atividades ecossistêmicas. De fato, estudos dessa natureza nos ajudam a compreender melhor os diversos mecanismos de adaptação e invasão biológica em ambientes naturais e perturbados e conhecer tais espécies potencialmente invasoras que na maioria das vezes as desconhecemos, para que assim seja possível melhorar a qualidade ambiental dessas áreas e evitar a invasão de outras. É preciso que a comunidade em geral possa compreender o assunto, auxiliando no manejo de espécies exóticas invasoras e contribuindo com tomadas de decisão.

Referências

- Ackerman, J. D. (2007). Invasive Orchids: Weeds we hate to love. *Lankesteriana*, 7(1–2), 19–21. <https://doi.org/10.15517/lank.v7i1-2.18386>
- Aguiar, J. M. R. B. V., Pansarin, L. M., Ackerman, J. D., & Pansarin, E. R. (2012). Biotic versus abiotic pollination in *Oeceoclades maculata* (Lindl.) Lindl. (Orchidaceae). *Plant Species Biology*, 27(1), 86–95. <https://doi.org/10.1111/j.1442-1984.2011.00330.x>
- Cardoso, J. C., Teixeira da Silva, J. A., & Vendrame, W. A. (2016). Impacts of deforestation on some orchids of São Paulo State, Brazil. *Natureza e Conservacao*, 14(1), 28–32. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.02.001>
- Ceusters, N., Valcke, R., Frans, M., Claes, J. E., Van den Ende, W., & Ceusters, J. (2019). Performance Index and PSII Connectivity Under Drought and Contrasting Light Regimes in the CAM Orchid *Phalaenopsis*. *Frontiers in Plant Science*, 10(August), 1–

15. <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.01012>

Christenhusz, M. J. M., & Byng, J. W. (2016). The number of known plants species in the world and its annual increase. *Phytotaxa*, 261(3), 201–217.

<https://doi.org/10.11646/phytotaxa.261.3.1>

Cohen, I. M., & Ackerman, J. D. (2009). *Oeceoclades maculata*, an alien tropical orchid in a Caribbean rainforest. *Annals of Botany*, 104(3), 557–563.

<https://doi.org/10.1093/aob/mcn191>

Daehler, C. C. (2003). Performance Comparisons of Co-Occurring Native and Alien Invasive Plants: Implications for Conservation and Restoration. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 183–211.

<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132403>

Daher, C. dos S. (2008). A ecologia de *Oeceoclades maculata* (Lindley) Lindley (Orchidaceae) em fitocenoses da Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (FEENA), município de Rio Claro, SP. *Aleph*, 50 f.

Dressler, R. L. (2005). How Many Orchid Species? *Selbyana*, 26(1,2), 155–158.

Dubbern, C. A., Leal, S. T., & Pedroso-de-Moraes, C. (2013). Distribuição espacial de *Oeceoclades maculata* Lindl . (Orchidaceae) em fragmento florestal Estacional Semidecidual da fazenda Santa Tereza , Cordeirópolis, SP, Brasil. *Natureza on Line*, 11(1), 29–32.

Estoup, A., & Guillemaud, T. (2010). Reconstructing routes of invasion using genetic data: Why, how and so what? *Molecular Ecology*, 19(19), 4113–4130.

<https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2010.04773.x>

Fajardo, C. G., de Araújo Costa, R., de Almeida Vieira, F., & Molina, W. F. (2015).

- Distribuição espacial de *Cattleya granulosa* Lindl.: Uma orquídea ameaçada de extinção. *Floresta e Ambiente*, 22(2), 164–170. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.073714>
- Faria, S., & Roque, F. (2020). *Ensino de biologia da invasão, competição e controle biológico usando moluscos vivos teaching of biological invasion, competition*. 35–43.
- Ferreira, P., & Silva, A. (2011). A história da degradação da cobertura vegetal da região costeira do estado do Espírito Santo, sudeste do Brasil. *Natureza on Line*, 9, 10–18. http://cncflora.jbrj.gov.br/plataforma2/arquivos/biblio/4f4e3a86236c8_FerreiraSilva2011HistoriaDegradacaoES.pdf
- Frost, C. M., Allen, W. J., Courchamp, F., Jeschke, J. M., Saul, W. C., & Wardle, D. A. (2019). Using Network Theory to Understand and Predict Biological Invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 34(9), 831–843. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2019.04.012>
- García-González, A., & Márquez, R. P. (2011). La comunidad orquideológica en la reserva de la biosfera Sierra Del Rosario, Cuba. *Revista de Biología Tropical*, 59(4), 1805–1812. <https://doi.org/10.15517/rbt.v59i4.33187>
- Hellmann, J. J., Byers, J. E., Bierwagen, B. G., & Dukes, J. S. (2008). Five potential consequences of climate change for invasive species. *Conservation Biology*, 22(3), 534–543. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00951.x>
- Keane, R. M., & Crawley, M. J. (2002). Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology and Evolution*, 17(4), 164–170. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02499-0](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02499-0)
- Liu, H., & Stiling, P. (2006). Testing the enemy release hypothesis: A review and meta-analysis. *Biological Invasions*, 8(7), 1535–1545. <https://doi.org/10.1007/s10530-005-5845-y>

- Mack, R. N., Simberloff, D., Lonsdale, M. W., Evans, H., Clout, M., & Bazzaz, F. A. (2000). Biotic Invasions : Causes , Epidemiology , Global Consequences , and Control Author (s): Richard N . Mack , Daniel Simberloff , W . Mark Lonsdale , Harry Evans , Michael Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/2641039> Issues in Ecology consequences, A. *Ecological Applications*, 10(3), 689–710.
- Matos, D. M. silva, & Pivello, V. r. (2017). O Impacto das Plantas Invasoras nos Recursos Naturais de Ambientes Terrestres - Alguns Casos Brasileiros. *Proceedings - 2016 IEEE International Conference on Bioinformatics and Biomedicine, BIBM 2016*, 24, 699–702. <https://doi.org/10.1109/BIBM.2016.7822603>
- McCormick, M. K., Lee Taylor, D., Juhaszova, K., Burnett, R. K., Whigham, D. F., & O'Neill, J. P. (2012). Limitations on orchid recruitment: Not a simple picture. *Molecular Ecology*, 21(6), 1511–1523. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2012.05468.x>
- Miyamura, F. Z., Manfra, R., Franco, G. A. D. C., Esteves, R., Souza, S. C. P. M., & Ivanauskas, N. M. (2019). Influência de espécies exóticas invasoras na regeneraçãonatural de um fragmento florestal urbano. *Scientia Plena*, 15(8), 1–17. <https://doi.org/10.14808/sci.plena.2019.082401>
- Naczka, A. M., & Kolanowska, M. (2015). Glacial refugia and future habitat coverage of selected *Dactylorhiza* representatives (Orchidaceae). *PLoS ONE*, 10(11). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0143478>
- Neto, L. M., Leandro, L. C., & Forzza, R. C. (2004). A família Orchidaceae em um fragmento de floresta estacional semidecidual, no município de Barroso, Minas Gerais, Brasil. *Lundiana*, 5(1), 9–27.
- Neves, F. M., Brandão Guerreiro Barbosa, L. C., & Da Cunha de Oliveira Santos Neves, J. M. (2019). A Biodiversidade na Era da Globalização: Mercado Internacional e

Degradação Ambiental como Vetores de Simplificação da Biosfera. *Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science*, 8(1), 185–213.

<https://doi.org/10.21664/2238-8869.2019v8i1.p185-213>

Nobel, P. S., & Hartsock, T. L. (1983). Relationships between Photosynthetically Active Radiation, Nocturnal Acid Accumulation, and CO₂ Uptake for a Crassulacean Acid Metabolism Plant, *Opuntia ficus-indica*. *Plant Physiology*, 71(1), 71–75.

<https://doi.org/10.1104/pp.71.1.71>

Paula, A. M. M. de. (2009). Estrutura populacional de *Oeceoclades maculata* Lindl. (Orchidaceae), em um mosaico vegetacional (FEENA) da Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade, Rio Claro, São Paulo. *Aleph*, 40 f.

Pazza, R., Souza, E. A. de, Dias-Pereira, J., Frehner-Kavalco, K., Oliveira-Lisboa, L. C. de, Reis, L. B. dos, & Correa-Pereira, M. (2012). *Biodiversidade em foco*.

Pedroso-De-Moraes, C., & Souza-Leal, T. (2015). *Habenaria repens*: Spacial distribution and co-relationship with abiotic factors of an invasive emergent orchid in a Brazilian mesophile fragment. *Revista Em Agronegócio e Meio Ambiente*, 8(Ed.esp.), 111–136.

<https://doi.org/10.17765/2176-9168.2015v8nEd.esp.p111-136>

Pegado, C. M. A., De Andrade, L. A., Félix, L. P., & Pereira, I. M. (2006). Efeitos da invasão biológica de algaroba - *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. sobre a composição e a estrutura do estrato arbustivo-arbóreo da caatinga no Município de Monteiro, PB, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 20(4), 887–898. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062006000400013>

Pemberton, R. W., & Liu, H. (2008). Potential of invasive and native solitary specialist bee pollinators to help restore the rare cowhorn orchid (*Cyrtopodium punctatum*) in Florida. *Biological Conservation*, 141(7), 1758–1764.

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.016>

- Pereira, K. T. O., dos Santos, B. R. V., Benedito, C. P., Lopes, É. G., & Aquino, G. S. M. (2015). Germinação e vigor de sementes de moringa oleifera lam. Em diferentes sustratos e temperaturas. *Revista Caatinga*, 28(2), 92–99.
- Rahal, M. H., De Souza-Leal, T., & Pedroso-De-Moraes, C. (2015). Ecologia e distribuição espacial de orquídeas terrícolas em Floresta Estacional Semidecidual do município de Araras, São Paulo, Brasil. *Iheringia - Serie Botanica*, 70(2), 217–228.
- Recart, W., Ackerman, J. D., & Cuevas, A. A. (2013). There goes the neighborhood: Apparent competition between invasive and native orchids mediated by a specialist florivorous weevil. *Biological Invasions*, 15(2), 283–293.
<https://doi.org/10.1007/s10530-012-0283-0>
- Riverón-Giró, F. B., Damon, A., García-González, A., Solís-Montero, L., Aguilar-Romero, O., Ramírez-Marcial, N., & Nieto, G. (2017). Anatomy of the invasive orchid *Oeceoclades maculata*: Ecological implications. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 184(1), 94–112. <https://doi.org/10.1093/botlinnean/box014>
- Silva, J. S. V., & Caputo, A. C. B. (2010). Localização e distribuição da vegetação Savana Estépica (Chaco) no Pantanal brasileiro. *Anais 3º Simpósio de Geotecnologias No Pantanal*, 2, 314–323.
<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/23282/1/p226.pdf>
- Silvera, K., Santiago, L. S., Cushman, J. C., & Winter, K. (2009). Crassulacean acid metabolism and epiphytism linked to adaptive radiations in the Orchidaceae I[OA]. *Plant Physiology*, 149(4), 1838–1847. <https://doi.org/10.1104/pp.108.132555>
- Stencel, M., Bertin, R. L., Souza-Leal, T., & Pedroso-de-Moraes, C. (2016). Plasticidade fenotípico - vegetativa de *Oeceoclades* phenotypic and vegetative plasticity of *Oeceoclades maculata* (Lindl.) Lindl. (Orchidaceae) in two environments of a forest

area. *Revista Em Agronegócio e Meio Ambiente*, 9(3), 635–655.

Trejo-Torres, J. C., & Ackerman, J. D. (2001). Biogeography of the Antilles based on a parsimony analysis of orchid distributions. *Journal of Biogeography*, 28(6), 775–794.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2001.00576.x>

Tabela Suplementar

Anexo 1 – Referências e espécies encontradas pela plataforma Web of Science.

Referência	Espécie (s) Listada (s)
Anatomy of the invasive orchid <i>Oeceoclades maculata</i> : ecological implications	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Oeceoclades maculata</i>
Biotic resistance and invasional meltdown: consequences of acquired interspecific interactions for an invasive orchid, <i>Spathoglottis plicata</i> in Puerto Rico	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Spathoglottis plicata</i>
Biotic versus abiotic pollination in <i>Oeceoclades maculata</i> (Lindl.) Lindl. (Orchidaceae)	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Oeceoclades maculata</i>
Climatic niche shift and possible future spread of the invasive South African Orchid <i>Disa bracteata</i> in Australia and adjacent areas	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Disa bracteata</i>
Extremos de gradiente floresta-urbano oferecem algum refúgio para invasão de orquídeas alienígenas	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Spathoglottis plicata</i>
Interações micorrízicas generalizadas e liberação de fungos inimigos impulsionam a expansão do alcance de orquídeas no sul da Flórida	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Cyrtopodium flavum</i> • <i>Eulophia graminea</i>
Invasive Orchids: Weeds we hate to love	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Arundina graminifolia</i> • <i>Dendrobium crumenatum</i> • <i>Epidendrum radicans</i> • <i>Phaius tancarvilleae</i> • <i>Vanilla planifolia</i> • <i>Vanilla pompona</i> • <i>Zeuxine strautemática</i>
Is <i>Oncidium poikilostalix</i> an invasive species? Population ecology and reproductive behavior of this epiphytic orchid in Chiapas, Mexico	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Oncidium poikilostalix</i>

La comunidad orquideológica na Reserva de la Biosfera Sierra del Rosario, Cuba	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Oeceoclades maculata</i>
Mycorrhizal preference promotes habitat invasion by a native Australian orchid: <i>Microtis media</i>	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Microtis media</i>
Niche Conservatism and the Future Potential Range of <i>Epipactis helleborine</i> (Orchidaceae). (Research Article)	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Epipactis helleborine</i>
<i>Oeceoclades maculata</i> , an alien tropical orchid in a Caribbean rainforest	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Oeceoclades maculata</i>
Plantas exóticas invasoras y potencialmente invasoras en el Jardín Botánico Orquideario Soroa	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Acampe rigida</i> • <i>Arachnis flos-aeris</i> • <i>Arundina graminifolia</i> • <i>Cymbidium aliofolium</i> • <i>Cymbidium finlaysonianum</i> • <i>Dendrobium crumenatum</i> • <i>Epidendrum radicans</i> • <i>Laelia rubescens</i> • <i>Myrmecophila tibicinis</i> • <i>Oeceoclades maculata</i> • <i>Oncidium altissimum</i> • <i>Papilionante teres</i> • <i>Phaius tankervilleae</i> • <i>Spathoglottis plicata blume</i> • <i>Vanilla planifolia</i> • <i>Zeuxine strateumatica</i>
Pollination of an invasive orchid, <i>Cyrtopodium polyphyllum</i> (Orchidaceae), by an invasive oil-collecting bee, <i>Centris nitida</i> , in southern Florida	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Cyrtopodium polyphyllum</i>
Spatio-temporal dynamics of the invasive orchid <i>Oeceoclades maculata</i>	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Oeceoclades maculata</i>

(Orchidaceae), in four different habitats in southeast Chiapas, Mexico	
The naturalization status of African Spotted Orchid (<i>Oeceoclades maculata</i>) in Neotropics	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Oeceoclades maculata</i>
There goes the neighborhood: Apparent competition between invasive and native orchids mediated by a specialist florivorous weevil	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Spathoglottis plicata</i>
Variabilidade genética dentro e entre as populações de uma orquídea exótica invasora	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Oeceoclades maculata</i>

Anexo 2 – Espécies de Orchidaceae encontradas como invasoras neste estudo. O hábitat (terrestre ou epifítico) e o metabolismo fotossintético (C₃ ou CAM), indicado pela assinatura isotópica do carbono, foram obtidos a partir da literatura indicada na última coluna.

Subfamília/tribo	Habitat	Tipo metabólico	Referência
Cypripedioideae			
<i>Cypripedium calceolus</i> L.			
<i>Cypripedium reginae</i> Walter			
Epidendroideae			
Arethuseae			
<i>Arundina graminifolia</i> Hochr.	Terrestre	-27,5‰	Torres-Morales et al. (2020)
<i>Bletilla striata</i> Rchb. F.	Terrestre		
<i>Phaius tancarvilleae</i> L'Her.			
Calypsoeae			
<i>Calypso bulbosa</i> L.			
Coelogyninae			
<i>Glomera carolinensis</i>			
Collabieae			
<i>Spathoglottis plicata</i>	Terrestre	-31,0	Torres-Morales et al. (2020)
Cymbidieae			
<i>Cymbidium aloifolium</i> L.	Terrestre	-29,4	Torres-Morales et al. (2020)
<i>Cymbidium finlaysonianum</i> Lindl.		-14,4 e -18,9*	Motomura et al. 2008
<i>Eulophia graminea</i> Lindl.			
<i>Oncidium altissimum</i> Jacq.			

<i>Oncidium ensatum</i> Lindl		-27,4	Silvera et al. 2010
<i>Oncidium poikilostalix</i> Kraenzl.	Epífita	-24,6	Torres-Morales et al. (2020)
<i>Oncidium variegatum</i> Sw.			

Cyrtopodiinae

<i>Cyrtopodium flavum</i> (Nees) Link & Otto ex Rchb.	Terrestre ou litofítica	-25,2 e -29,2	Torres-Morales et al. (2020)
<i>Cyrtopodium glutiniferum</i> Raddi			
<i>Cyrtopodium paranaense</i> Schltr.			
<i>Cyrtopodium polyphyllum</i> (Vell.) Pabst ex F. Barros	Terrestre ou litofítica	-25,2 e -29,2	Torres-Morales et al. (2020)

Dendrobieae

<i>Bulbophyllum micronesiacum</i>			
<i>Bulbophyllum ponapense</i>			
<i>Bulbophyllum</i> spp.			
<i>Dendrobium adamsii</i>			
<i>Dendrobium carolinense</i>			
<i>Dendrobium crumenatum</i> Sw.		-15,8*	Li et al. 2019
<i>Dendrobium delicatulum</i>			
<i>Dendrobium kingianum</i> Bidw			
<i>Dendrobium ponapense</i>			
<i>Dendrobium pseudo-kraemeri</i>			
<i>Dendrobium scopa</i>			
<i>Dendrobium</i> spp.			
<i>Dendrobium violaceo-miniatum</i>			

Epidendreae

<i>Diplocaulobium carolinense</i>			
<i>Diplocaulobium flavicolle</i>			
<i>Encyclia rufa</i>			
<i>Epidendrum carpophorum</i> Barb. Rodr.	Epífita		
<i>Epidendrum ibaguense</i> Kunth			
<i>Epidendrum obrienianum</i>			
<i>Epidendrum radicans</i> Pav. ex Lindl.	Terrestre	-15,7*	Torres-Morales et al. (2020)
<i>Laelia rubescens</i>			
<i>Mediocalcar ponapense</i>			
<i>Phreatia ponapensis</i>			
<i>Phreatia pseudo-thompsonsii</i>			
<i>Pseuderia micronesiaca</i>			
<i>Rhynchophreatia carolinensis</i>			

Euloophiinae

<i>Oeceoclades maculata</i> Lindl.	Terrestre	*	Silvera et al. 2009
------------------------------------	-----------	---	---------------------

Laeliinae

<i>Myrmecophila tibicinis</i> (Bateman) Rolfe		-13,7	Silvera et al. 2005
Malaxideae			
<i>Liparis odorata</i> Willd.			
<i>Oberonia losokawae</i>		-24,9 a -27,3	
<i>Oberonia ponapensis</i>			
Neottieae			
<i>Cephalanthera longifolia</i> (L.) Fritsch.			
<i>Epipactis atrorubens</i> Hoffm.			
<i>Epipactis helleborine</i> L.	Terrestre	-27,3 a -30,0	Gonneau et al. 2014
<i>Epipactis palustris</i> L.			
<i>Listera ovata</i> (L.) R. Br			
Podochileae			
<i>Ceratostylis</i> sp.			
Vandaeae			
<i>Acampe rigida</i> (Buch.-Ham. Ex Sm.)			
<i>Arachnis flos-aeris</i>			
<i>Microtatorchis hosokawae</i>			
<i>Papilionante teres</i>			
Vanilleae			
<i>Galeola ponapensis</i> (Kaneh. & Yamam.)			
<i>Vanilla inodora</i> Shiede	Terrestre/ He mi-epífita		
<i>Vanilla mexicana</i> Mill.	Terrestre/ He mi-epífita		
<i>Vanilla planifolia</i> Salisb./Jacks.		-14,2 a -15,3*	Torres-Morales et al. (2020)
<i>Vanilla pompona</i> Schiede	Terrestre/He mi-epífita	-15,1 a -15,9*	Torres-Morales et al. (2020)
Orchidoideae			
Acianthinae			
<i>Corybas ponapensis</i>			
Caladeniinae			
<i>Chiloglottis trapeziformis</i>			
Diseae			
<i>Disa bracteata</i> Sw.	Terrestre		
Diurideae			

<i>Microtis media</i> R. Br*	Terrestre	C3	Silvera et al. 2005
Orchideae		C3	Silvera et al. 2005
<i>Anacamptis pyramidalis</i> (L.) Rich.			
<i>Chamorchis alpina</i>			
<i>Dactylorhiza fuchsii</i> x <i>praetermissa</i>			
<i>Dactylorhiza hatagirea</i> D Don.			
<i>Dactylorhiza incarnata</i> L.			
<i>Dactylorhiza maculata</i> L.			
<i>Dactylorhiza maculata</i> x <i>praetermissa</i>			
<i>Dactylorhiza majalis</i> (Rchb.)			
<i>Dactylorhiza praetermissa</i> Druce			
<i>Gymnadenia conopsea</i> L.			
<i>Gymnadenia odoratissima</i> (L.) Rich			
<i>Habenaria carolinensis</i>			
<i>Habenaria rodeiensis</i> Barb. Rodr.			
<i>Himantoglossum hircinum</i>			
<i>Neotinea maculata</i>			
<i>Ophrys apifera</i> Huds. **		C3	
<i>Ophrys benacensis</i> Reisigl**		C3	
<i>Ophrys bertolonii</i> Moretti**		C3	
<i>Ophrys bombyliflora</i> **		C3	
<i>Ophrys flavomarginata</i> **		C3	
<i>Ophrys fusca</i> Link**		C3	
<i>Ophrys lutea</i> Cav.**		C3	
<i>Ophrys monophyllos</i> **		C3	
<i>Ophrys scolopax</i> **		C3	
<i>Ophrys sphegodes</i> **		C3	
<i>Ophrys</i> spp. **		C3	
<i>Orchis coriophora</i> **		C3	
<i>Orchis laxiflora</i> Lam.**		C3	
<i>Orchis mascula</i> (L.) L. **		C3	
<i>Orchis militaris</i> (Czerniak.) L.		C3	
Hautzinger*			
<i>Orchis morio</i> (Barn.) Camus**		C3	
<i>Orchis pallens</i> L. **		C3	
<i>Orchis palustres</i> **		C3	
<i>Orchis purpúrea</i> Regel**		C3	
<i>Orchis simia</i> Lam. **		C3	
<i>Orchis</i> spp. **		C3	
<i>Platanthera bifolia</i> (L.) Rich.			
<i>Pseudorchis albida</i>			
<i>Serapias cordigera</i> L.			
<i>Serapias língua</i> L.			
<i>Serapias neglecta</i> De Not.			
<i>Serapias parviflora</i> Parl.			
<i>Serapias vomeracea</i> (Burm.f.) Briq.			

Vandoideae

Polystachyeae

Polystachya concreta (Jacq.) Garay &
H.R.Sweet

Vandaeae

Taeniophyllum petrophilum Schltr.

Taeniophyllum spp.

Thrixspermum arachnitiforme Schltr.

Thrixspermum ponapense Tuyama

Vanda teres x *hookeriana*

Spiranthoideae

Cranichideae

Goodyera repens Fern.

Hetaeria sp.

Spiranthes aestivalis (Poir.) Rich.

Spiranthes sinensis (M. Bieb.) Hara

Spiranthes spiralis (L.) Chevall.

Goodyerinae

Moerenhoutia leucanta Schltr.

Spiranthinae

Zeuxine stratematica (L.) Schltr. Terrestre C3 Silvera et al. 2005

* Os valores da assinatura isotópica do carbono indicam expressão do metabolismo CAM.

** A definição como C₃ foi dada de acordo com os dados filogenéticos apresentados para a tribo em Silvera et al. 2005.

As demais espécies que se encontram sem informações relacionadas ao metabolismo ou hábito não foram encontrados dados na literatura.