

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

PROPOSTAS DE COMBINAÇÕES DE MACRÓFITAS PARA USO EM WETLAND CONSTRUÍDOS A PARTIR DE MODELOS NATURAIS DE LAGOAS RASAS

* Victória Bermúdez ¹
Helena Becker ²
Kelly Rodrigues ^{1,3}
Lígia Matias ¹

PROPOSALS OF MACROPHYTES COMBINATIONS FOR USE IN CONSTRUCTED WETLAND FROM NATURAL MODELS OF SHALLOW LAKES

Recibido el 28 de diciembre de 2020. Aceptado el 18 de agosto de 2021

Abstract

Constructed wetland systems tend to maintain the model of monospecific macrophyte formations. This trend continues due to the lack of applied studies on the interaction of aquatic flora with the functioning of the natural ecosystem. However, the increase in species richness and the knowledge of their respective interactions can optimize the efficiency of treatment due to the integral occupation of the water depth. The objective of this work was to survey the aquatic macrophyte communities in the shallow lentic environments of the semiarid region, as well as the trophic status of 27 water bodies, in order to find models with greater species richness to propose models of macrophyte combinations to be used in a built wetland system. Most water bodies were classified as permanent and ultraoligotrophic. The aquatic flora was composed of 42 species belonging to 21 families. The species *Echinodorus subalatus* (48%) was the most abundant in the region. Based on the results, four models of macrophyte combinations were suggested for use in a constructed wetland system, each showing variations in the combinations of different forms of macrophyte growth, in the frequency of association between them in natural environments, in the index of similarity of species and nitrogen contents of the lakes.

Keywords: aquatic macrophytes, residual waters, temporary pools, trophic state.

¹ Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal do Ceará, Brasil.

² Departamento de Química Orgânica e Inorgânica, Universidade Federal do Ceará, Brasil.

³ Departamento de Química e Meio Ambiente, Instituto Federal do Ceará, Brasil.

*Autor correspondente: Departamento de Biologia, bloco 906, Universidade Federal do Ceará, Brasil, CEP:60440-900, Fortaleza, CE, Brasil. Email: vmsbermudez@gmail.com

Resumo

Os sistemas de *wetlands* contruídos tendem a manter o modelo de formações monoespecíficas de macrófitas. Esta tendência se mantém devido à ausência de estudos aplicados quanto a interação da flora aquática com o funcionamento do ecossistema natural. Porém, o aumento da riqueza de espécies e o conhecimento de suas respectivas interações podem otimizar a eficiência do tratamento devido à ocupação integral da lâmina d'água. O objetivo deste trabalho foi realizar o levantamento das comunidades de macrófitas aquáticas dos ambientes lênticos rasos da região semiárida, bem como o estado trófico de 27 corpos hídricos, visando encontrar modelos com maior riqueza de espécies para ser proposto modelos de combinações de macrófitas para serem utilizadas em sistema de *wetland* construído. A maioria dos corpos hídricos foram classificados como permanentes e ultraoligotróficos. A flora aquática foi composta por 42 espécies pertencentes a 21 famílias. A espécie *Echinodorus subalatus* (48%) foi a mais abundante na região. Com base nos resultados, quatro modelos de combinações de macrófitas foram sugeridos para a utilização em um sistema de *wetland* construído, cada qual apresentando variações nas combinações das diferentes formas de crescimento das macrófitas, na frequência de associação entre estas em ambientes naturais, no índice de similaridade de espécies e nos teores de nitrogênio das lagoas.

Palavras chave: água residual, lagoas temporárias, estado trófico, macrófitas aquáticas.

Introdução

A região semiárida se caracteriza pela irregularidade pluviométrica e pelos elevados índices de evapotranspiração que interagem com os processos de degradação ambiental e desertificação provocados pelo uso não sustentável dos recursos hídricos. Diante desse cenário, alternativas para enfrentar a problemática da escassez de água e que não comprometam negativamente os ecossistemas da região são fundamentais em cenários futuros.

Este cenário se torna preocupante se considerarmos que grande parte da população do semiárido brasileiro está diretamente vinculada com a agricultura familiar e busca seu sustento em recursos que encontram próximo a sua moradia (Furtado *et al.*, 2017, Blaikie *et al.*, 2014). Além disto, a maior parte dessa população não possui saneamento básico (Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento-SNIS, 2018), ou seja, provavelmente o esgoto doméstico é lançado de forma irregular, poluindo assim o corpo hídrico mais próximo. Por isso, o desenvolvimento de tecnologias de tratamentos de águas residuais unifamiliares capazes de seu reaproveitamento permitirá o aumento da disponibilidade de água no Nordeste, assegurando a principal fonte de renda do agricultor familiar de pequeno porte e no desenvolvimento das cidades.

Entre as tecnologias sustentáveis de tratamento de água residual para o semiárido destaca-se o sistema de *wetland* construído. Este sistema tem se mostrado eficiente no tratamento de águas residuárias domésticas (He *et al.*, 2018, Kumar e Dutta 2019, Andreo-Martín *et al.*, 2017) e

industriais (Huang *et al.*, 2018, Chandanshive *et al.*, 2017). Estes sistemas reproduzem a dinâmica de áreas alagadas naturais e são constituídos basicamente por macrófitas aquáticas, substratos (material filtrante) e a microbiota do meio, que melhoram a qualidade das águas poluídas e auxiliam no tratamento (Ilyas e Masih, 2017).

Para que o sistema de wetland construído opere de forma eficaz, os constituintes devem otimizar a sustentabilidade e a simplicidade das partes constituintes perante os custos de construção e operacionalização (Von Sperling e Sezerino, 2018). A escolha da macrófita deve contemplar a tolerância aos poluentes presentes no efluente a ser tratado, uma vez que os processos biogeoquímicos no corpo d'água e nos sedimentos são predominantemente influenciados pela espécie a ser manejada (Rejmankova, 2011). Desta forma, as características biológicas das espécies e as respectivas funções que desempenham em áreas alagadas naturais como as lagoas rasas, nos permite entender os processos básicos do ecossistema, de modo a permitir a utilização destes recursos em sistemas wetlands construídos.

Tradicionalmente, diversas macrófitas estão sendo utilizadas nesses sistemas como *Typha latifolia* L. (Rehman *et al.*, 2017), *Spartina patens* (Aiton) Muhl. (Lopardo *et al.*, 2019), *Typha domingensis* Pers. (Silvestrini *et al.*, 2019) e *Phragmites australis* (Cav) Steud. (PH) (Hijosa *et al.*, 2016). Porém estes estudos não contemplaram um estudo prévio sobre as relações ecológicas dessas em seu ambiente natural, levando a um longo processo de aplicação de ensaios de modo a determinar a constituição dos sistemas.

Portanto, este trabalho teve como objetivo propor modelos de combinações de macrófitas baseando-se em sistemas naturais das lagoas rasas situados na região do semiárido, de modo a sugerir sistemas com maior riqueza de espécies de macrófitas em *wetland* construído e por tanto, potencializar uma maior eficiência de tratamento de águas residuais em sistema de *wetland* construído.

Materiais e métodos

Área de estudo

A área estudada encontra-se em dois municípios brasileiros do Estado do Ceará, Iguatu e Cedro, (entre 39°25'21.289"-39°11'33.136"W e 6°32'18.792"-6°27'25.839"S) ambos localizados no centro sul do Estado. A área está situada na bacia do Alto Jaguaribe como principal fonte de água da região, com clima semiárido (BSh, segundo a classificação de Köppen-Geiger) (Alvares *et al.*, 2013), com uma precipitação anual média de 927.3 mm por ano (FUNCEME, 2017). De acordo com a média histórica (FUNCEME, 2017), as chuvas são sazonais com período chuvoso iniciando em janeiro e estendendo-se até maio, cujos maiores índices pluviométricos ocorrem nos meses de março e abril; seguido pelo período seco (ausência de chuvas ou chuvas isoladas abaixo de 50 mm) que ocorre de junho a dezembro.

Pontos de coleta

A pesquisa se baseou em dados não publicados de 27 corpos hídricos situados na área estudada (Normando, 2011) pertencentes ao banco de dados do Laboratório de Taxonomia de Angiospermas do Departamento de Biologia da UFC (Figura 1, Tabela 1). Os corpos hídricos foram georreferenciados em campo por GPS para a preparação do mapa de localização em ARCGIS 9.2 (Esri 2006, USA) e ERDAS IMAGINE 9.1 (Leica Geosystems 2006, USA) softwares. A área dos corpos hídricos foi determinada através de imagens obtidas pelo satélite Landsat-5 sensor TM na órbita 217 e ponto 64, provenientes do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). As imagens foram analisadas com os *softwares* ARCGIS 9.2, ERDAS IMAGINE 9.1 e IMAGEJ 1.43 e das extensões *Hawth's Analysis Tools* e *XToolsPro*, ambas para ArcGIS. Este estudo prévio indicou que a maioria dos corpos hídricos amostrados (70%) possuíam área menor a 3 ha (Tabela 1).

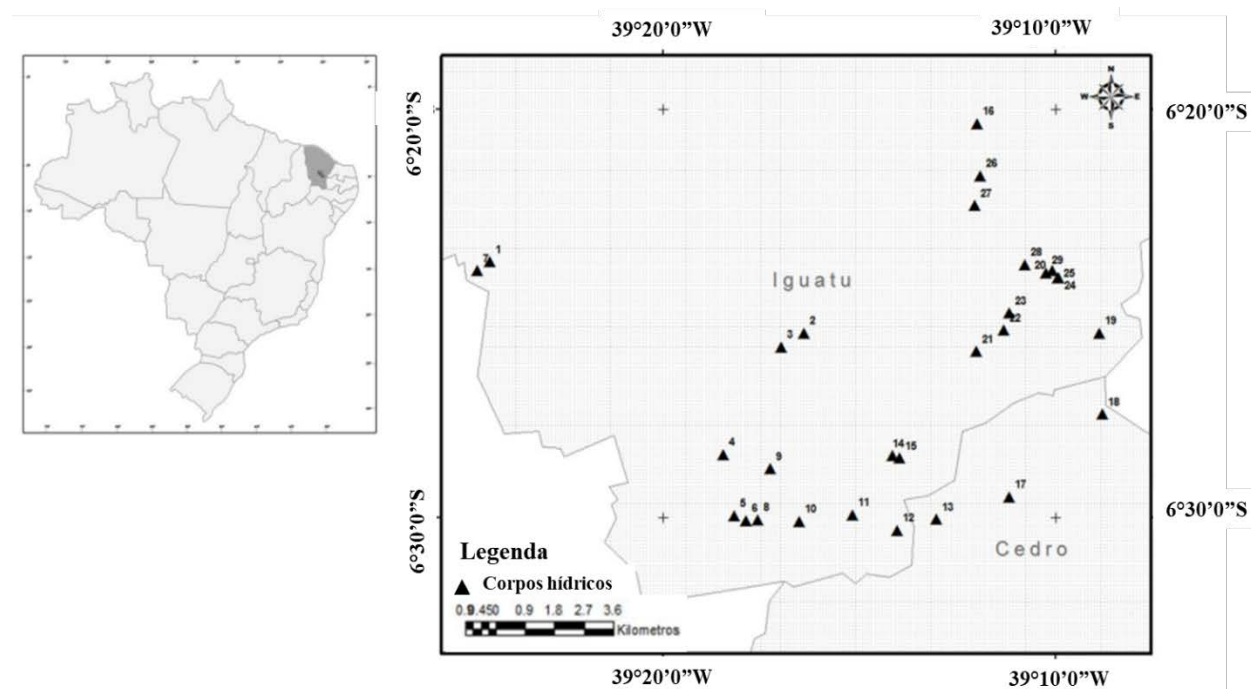


Figura 1. Área de localização dos corpos hídricos estudados, na região centro-sul do estado do Ceará. Os números correspondem à coordenada de cada corpo hídrico (Tabela 1). (Fonte: Normando 2011).

Tabela 1. Áreas e coordenadas geográficas (graus decimais) dos 27 lagos rasos amostrados no Estado do Ceará, Brasil. (Fonte: Normando, 2011).

Município	Lago	Área da lagoa (ha)	Coordenadas geográficas	Categoria de permanência
Iguatu	1	0.45	-6.4247 S -39.2732 W	Semipermanente
Iguatu	2	1.08	-6.4304 S -39.2831 W	Semipermanente
Iguatu	3	0.68	-6.4743 S -39.3077W	Intermitente
Iguatu	4	0.46	-6.4992 S -39.3029 W	Intermitente
Iguatu	5	0.83	-6.5011 S -39.2979 W	Intermitente
Iguatu	6	6.79	-6.3993 S -39.4121 W	Intermitente
Iguatu	7	1.73	-6.5009 S -39.2928 W	Semipermanente
Iguatu	8	3.10	-6.4801 S -39.2876 W	Semipermanente
Iguatu	9	11.79	-6.5015 S -39.2755 W	Efêmera
Iguatu	10	2.96	-6.4988 S -39.2527 W	Semipermanente
Iguatu	11	1.88	-6.5051 S -39.2340 W	Semipermanente
Cedro	12	29.41	-6.5006 S -39.2173 W	Semipermanente
Iguatu	13	2.56	-6.4757 S -39.2329 W	Semipermanente
Cedro	14	7.16	-6.4915 S -39.1864 W	Intermitente
Cedro	15	7.08	-6.4577 S -39.1466 W	Permanente
Iguatu	16	2.51	-6.4247 S -39.1481 W	Efêmera
Iguatu	17	0.47	-6.3992 S -39.1680 W	Permanente
Icó	18	0.82	-6.4234 S -39.1886 W	Permanente
Iguatu	19	0.35	-6.4165 S -39.1861 W	Permanente
Iguatu	20	0.44	-6.4021 S -39.1653 W	Episódica
Iguatu	21	1.33	-6.4022 S -39.1656 W	Permanente
Iguatu	22	0.70	-6.3604 S -39.1985 W	Semipermanente
Iguatu	23	1.89	-6.3726 S -39.2010 W	Semipermanente
Iguatu	24	0.58	-6.3968 S -39.1796 W	Intermitente
Iguatu	25	0.49	-6.4001 S -39.1706 W	Intermitente
Iguatu	26	0.58	-6.3968 S -39.1796 W	Intermitente
Iguatu	27	0.49	-6.4001S -39.1706 W	Semipermanente

Ánalises físico-químico da água

Para cada recurso hídrico, uma amostra de 1L de água foi obtida e armazenada em um recipiente estéril (autoclavado por 15 min à 121°C) e transportado em caixa refrigerada para posterior análises no Laboratório de Química Ambiental da UFC (Normando 2011). As análises seguiram o método APHA (2005) para determinação de nitrogênio total (método 4500A), fósforo total (método 4500-P E), clorofila-A (método 10.200H), pH e potencial de condutividade elétrica (método 2510 B).

Após a determinação destes parâmetros foi calculado o Índice do Estado Trófico (IET) para as lagoas analisadas, segundo Lamparelli (2004).

Amostragem das macrófitas aquáticas

A amostragem das macrófitas aquáticas foi realizada em comunidades que possuíam fisionomia uniforme e que se desenvolviam no habitat da lâmina d'água, sendo incluídos dados não publicados pertencentes ao banco do Laboratório de Taxonomia de Angiospermas do Departamento de Biologia da UFC (Ibiapina-Santos 2016). A amostragem se fez por transectos equidistantes por 100 m e projetados perpendiculares à borda em direção à região limnética dos lagos rasos até o limite dos bancos de macrófitas aquáticas, os quais variaram de de 100 a 150 m. A classificação da forma de crescimento das macrófitas seguiu Cook (1996), classificando-as em: enraizadas emergentes, enraizadas submersas, enraizadas com folhas e/ou caules flutuantes na lâmina d'água; flutuantes ou submersas livres. Não foram consideradas as helófitas pois não atendem aos sistemas wetland construído, já que as mesmas crescem em ambientes de solo inundado sazonal.

Os espécimes foram herborizados e depositados no Herbário EAC. O sistema de classificação taxonômico está de acordo com APG IV (2016) e os nomes das espécies e as abreviações dos autores de acordo com o International Plant Name Index (IPNI).

Seleção da macrófita principal

A macrófita principal que irá compor a proposta do sistema de *wetland* construído foi selecionada a partir do levantamento florístico, levando em consideração a de maior frequência entre as amostradas.

A forma de vida emergente enraizada foi escolhida por desempenhar funções importantes em sistema *wetland* construído, considerando que esta possui a capacidade de diminuir a velocidade do vento e assim controlar a sedimentação e impedir que os sedimentos entre em suspensão novamente (Vymazal, 2013). Além disto, a decomposição da biomassa favorece o processo de desnitrificação ao fornecer carbono orgânico ao meio (Gottschall *et al.*, 2007).

Seleção das macrófitas associadas

Após a escolha da macrófita principal, o delineamento do sistema seguiu um roteiro para identificar quais possíveis combinações com outras macrófitas seriam adequadas para o modelo.

O primeiro passo foi identificar a espécie mais frequente, seguida pelas espécies e respectivas formas de vida que ocorrem com esta. Após esta etapa, foram selecionadas espécies com formas de vida complementar (Tabosa *et al.*, 2012), ou seja, espécies com arquitetura vegetativa que não potencializasse a sobreposição com a espécie mais frequente. Isto porque as diferentes espécies macrófitas enraizadas emergentes tendem a potencializa as relações

de competição por espaço e por luz no espaço reduzido do wetland construído (Keddy, 2000), de modo que foram retiradas do modelo pois dificultaria o principal objetivo do sistema que é o crescimento da biomassa das espécies e a remoção dos poluentes. Como parte final foi feito o processo relacionando as macrófitas selecionadas às variáveis limnológicas, buscando relações planta-nutriente distintas entre o grupo de espécies.

A determinação da espécie mais frequente foi realizada a partir da tabulação de dados em Excel. A análise das espécies coocorrentes foi feita por gráficos de Venn, utilizando o software Venn no qual foi feita uma representação gráfica dos conjuntos. Foi utilizado a Análise de Correspondência Canônica (CCA) no R (Oksanen *et al.*, 2019) para avaliar a relação entre as espécies selecionadas e as variáveis limnológicas. E para analisar quais espécies teriam maior similaridade com a espécie mais frequente quanto ao ambiente colonizado, foi utilizado o índice de Jaccard /Teste de similaridade também no R (Oksanen *et al.*, 2019).

Resultados e discussão

Levantamento das macrófitas aquáticas

A flora dos 27 corpos hídricos amostrados foi composta por 41 espécies pertencentes a 21 famílias, sendo representadas por macrófitas emergentes enraizadas (RE) (Tabela 2), emergentes enraizadas com folhas e caules flutuantes (RFC) (Tabela 3), flutuantes livres (FL) (tabela 4), submersas livres (LS) Tabela 5, submersas enraizada (RS) (Tabela 6).

Dentre as famílias amostradas, as Alismataceae se destacaram com 17% entre as espécies, conforme Figura 2. A forma de crescimento predominante foi a emergente enraizada (48%), seguida pela emergente enraizada com caules e folhas flutuantes (24%), conforme Figura 3.

As espécies: *Echinodorus subalatus* (Martius.) Griseb (Alismataceae) e *Nymphaea lingulata* Wiersema (Nymphaeaceae) estiveram presentes na maioria dos corpos hídricos amostrados (Tabelas 2-3), com 48% e 58% respectivamente. Dentre estas espécies, *E. subalatus* foi escolhida como a macrófita principal para a preparação do modelo de um sistema wetland construído, devido à forma de vida emergente enraizada e ser a espécie mais frequente.

A espécie *E. subalatus* pode alcançar até 73 cm de altura, com folhas de 12 a 27 cm de largura (Matias, 2007), sendo conhecida popularmente como língua de vaca ou golfe. Não foram encontradas nas bases científicas (Science Direct, Web Science, Periódicos CAPES, INPI e Espace Net) pesquisas e/ou patentes com utilização da espécie *E. subalatus* em sistemas de tratamento wetland construído. Logo, essa espécie pode obter um valor econômico a ser agregado, no que se caracteriza em prospecção biológica já que ainda não foi utilizada.

Tabela 2. Listagem das macrófitas emergentes enraizadas encontradas na área estudada, relacionando as espécies e respectiva presença nos corpos hídricos (CH), conforme numeração da Tabela 1.

Família	Espécie	Código	CH
Alismataceae	<i>Echinodorus pubescens</i> Seub. ex Warm.*	Epub	7, 26
	<i>Echinodorus subalatus</i> (Martius.) Griseb.	Esub	1,4,5,8,9,11,12,13,14,17,19,20,21,22,23,24,25,26
	<i>Echinodorus lanceolatus</i> Rataj	Elan	1,7
	<i>Limnocharis flava</i> (L.) Buch.*	Lfla	5, 6
	<i>Limnocharis laforestii</i> Duschassain	Llaf	5
Cannaceae	<i>Canna glauca</i> L.	Cgla	1,18
Cyperaceae	<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult.*	Eint	21,25
	<i>Oxycaryum cubense</i> (Poepp. & Kunth)LYE *	Ocub	1,2,4,9,10,13,14,15,16,24,25
Euphorbiaceae	<i>Caperonia palustris</i> (L.) A. St.-Hil.*	Cpal	1,19,20
Maranthaceae	<i>Thalia geniculata</i> L.*	Tgen	1,2,4,10,11,14,17,18,23,26
Onagraceae	<i>Ludwigia hyssopifolia</i> (G.Don) Exell *	Lhys	2,3,4,5,16,17,20
	<i>Ludwigia leptocarpa</i> (Nutt.) H.Hara*	Llep	1,4,7,9,10,11, 13,15,16
	<i>Ludwigia repens</i> J.R. Forst*	Lrep	14
	<i>Ludwigia tomentosa</i> (Cambess.) H. Hara*	Ltom	12,15
Polygonaceae	<i>Polygonum ferrugineum</i> Wedd.*	Pfer	4,9,10,15,16
	<i>Polygonum acuminatum</i> Meisn.	Pacu	12
Pontederiaceae	<i>Eichhornia heterosperma</i> Alexander*	Ehet	15,20,21,22,25
Sphenocleaceae	<i>Sphenoclea zeylanica</i> Gaertn.*	Szey	7
Typhaceae	<i>Typha domingensis</i> Pers.	Tdom	10

(*) espécies que ocorreram nos mesmos corpos hídricos que *E. subalatus*.

Tabela 3. Listagem das macrófitas emergentes enraizadas com folhas e caules flutuantes encontradas na área estudada, relacionando as espécies e respectiva presença nos corpos hídricos (CH), conforme numeração da Tabela 1.

Família	Espécie	Código	CH
Alismataceae	<i>Hydrocleys nymphoides</i> (Willd.) Buch.	Hnym	7
	<i>Hydrocleys martii</i> Seub.*	Hmar	2,5,6,7,8,17,19,20,21,22,23,25
Fabaceae	<i>Neptunia oleracea</i> Lour.*	Nole	1,7,8,10,11,23,24
	<i>Neptunia plena</i> (L.) Benth.*	Nple	1,2,12,19,21,23,24,25
Menyanthaceae	<i>Nymphoides indica</i> (L.) Kuntze*	Nind	9,13,14,15,16
Nymphaeaceae	<i>Nymphaea ampla</i> DC.*	Namp	1,3,6,8,10,13,16,17
	<i>Nymphaea jamesoniana</i> Planch.*	Njam	10,17, 24
	<i>Nymphaea lasiophylla</i> Mart. & Zucc.	Nlas	3,4,5,7,11,12,16,21,26
	<i>Nymphaea lingulata</i> Wiersema*	Nlin	1,2,3,6,8,9,10,13,14,16,19,20,21,22,24,25
Onagraceae	<i>Ludwigia helminthorrhiza</i> (Mart.) H.Hara*	Lhel	1,4,7,9,10,11,12,13,14,15,24

(*) espécies que ocorreram nos mesmos corpos hídricos que *E. subalatus*.

Tabela 4. Listagem das macrófitas flutuantes livres encontradas na área estudada, relacionando as espécies e respectiva presença nos corpos hídricos (CH), conforme numeração da Tabela 1.

Família	Espécie	Código	CH
Araceae	<i>Lemna aequinoctialis</i> Welw.*	Laeq	5,12,17,23
	<i>Pistia stratiotes</i> L.	Pstr	1,10,11,17,25,26
	<i>Wolffia columbiana</i> Karsten.*	Wcol	17,23,26
Pontederiaceae	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	Ecra	1,7,10,11
Salviniaceae	<i>Salvinia auriculata</i> Aubl.*	Saur	1,2,7,10,13,15,16,20,21,24,25,27,28

(*) espécies que ocorreram nos mesmos corpos hídricos que *E. subalatus*.

Tabela 5. Listagem das macrófitas submersas livres encontradas na área estudada, relacionando as espécies e respectiva presença nos corpos hídricos (CH), conforme numeração da Tabela 1.

Família	Espécie	Código	CH
Ceratophyllaceae	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.*	Cdem	1,9,13,25
Characeae	<i>Chara</i> sp.*	Cha	7,19

(*) espécies que ocorreram nos mesmos corpos hídricos que *E. subalatus*.

Tabela 6. Listagem das macrófitas submersas enraizadas encontradas na área estudada, relacionando as espécies e respectiva presença nos corpos hídricos (CH), conforme numeração da Tabela 1.

Família	Espécie	Código	CH
Cabombaceae	<i>Cabomba aquatica</i> Aubl.*	Caqu	10
Hydrocharitaceae	<i>Najas conferta</i> A.Braun*	Ncon	3,7,8,9,10,13,14,22,24

(*) espécies que ocorreram nos mesmos corpos hídricos que *E. subalatus*.

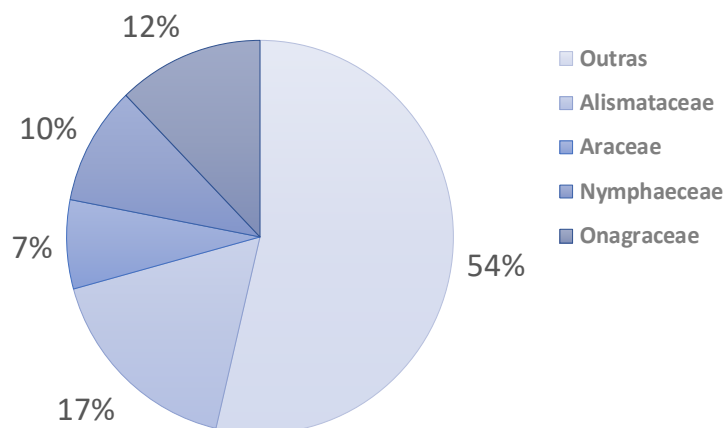


Figura 2. Percentual de espécies das famílias amostradas encontradas na área estudada.

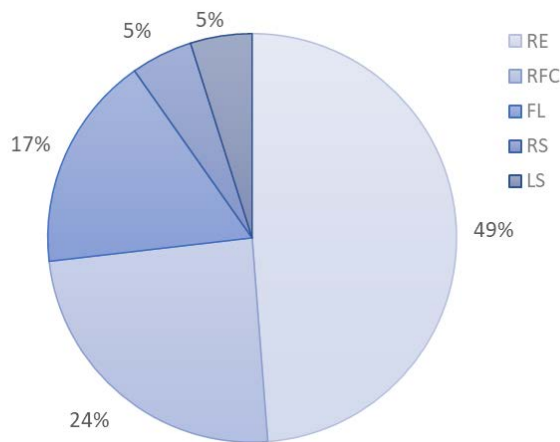


Figura 3. Percentual das formas de crescimento das macrófitas aquáticas amostradas. Forma de Crescimento: emergente enraizada (RE), emergente enraizada com folhas e caules flutuantes (RFC), flutuante livre (FL), submersa enraizada (RS) e submersa Livre (LS).

Propostas de combinações de macrófitas para um sistema de wetland construído

Além da macrófita principal, para propor um modelo com multiespécies, foi necessário encontrar as macrófitas mais associadas a escolhida como principal.

Combinação de macrófitas de acordo com a forma de crescimento

A determinação das espécies que comumente ocorreram com *E. subalatus* foi primeiramente visualizada por um diagrama de Venn composto por 41 espécies amostradas, evidenciando que apenas 10 espécies não coocorrem (Grupo B) e que 4 espécies coocorrem somente com a presença da mesma (Grupo A) (Figura 4).

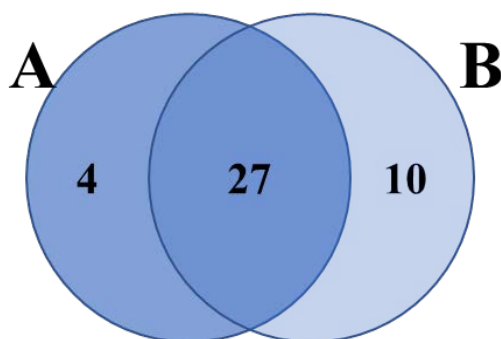


Figura 4. Diagrama de Venn evidenciando o grupo B (espécies que não ocorrem com *E. subalatus*) e grupo A (espécies coocorrentes).

Logo, das 41 espécies amostradas, 31 espécies ocorreram nas mesmas comunidades com *E. subalatus*, sendo que 45% destas apresentaram forma de crescimento emergente enraizada (Tabela 2), 25% de emergente enraizada com folhas e caules flutuantes (Tabela 3), 16% de flutuante livre (Tabela 4), 2% submersa livre (Tabela 5) e 2% de submersa enraizada (Tabela 6). Das 4 espécies que ocorreram apenas na presença da *E. subalatus*, duas destas apresentam a forma de crescimento enraizada emergente (*L. flava* (L.) Buch e *E. intersticia* (Vahl) Roem.& Schult, uma com forma enraizada emergente com folhas e caules flutuantes (*N. jamesoniana* Planch.) e uma com forma flutuante livre (*W. columbiana* Karsten) conforme Tabela 7. Destas, as duas espécies com forma de crescimento enraizada emergente foram descartadas (*L. flava* e *E. intersticia*) pela possibilidade de competição intraespecífica com a *E. subalatus*.

Tabela 7. Espécies que ocorreram apenas na presença da espécie *E. subalatus*. Forma de Crescimento (FC): emergente enraizada (RE), emergente enraizada com folhas e caules flutuantes (RFC), flutuante livre (FL).

Espécie	Código	FC
<i>Limnocharis flava</i> (L.) Buch.*	Lfla	RE
<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult.*	Eint	RE
<i>Wolffia columbiana</i> Karsten.	Wcol	FL
<i>Nymphaea jamesoniana</i> Planch.	Njam	RFC

*Espécies que foram descartadas da proposta de combinação de macrófitas por possuírem a mesma forma de crescimento que a Esub.

Logo, considerando as formas de crescimento e a presença exclusiva com *E. subalatus* nas lagoas, uma primeira combinação de macrófitas para sistema *wetland* construído seria composto *E. subalatus*, *W. columbiana* e *N. jamesoniana*. A espécie *W. columbiana* foi cultivada em águas residuais oriundas de um sistema de tratamento ecológico para posterior uso como forragem animal por Roman e Brennan (2019) e observaram um potencial de absorção de traços de poluentes na macrófita. Porém, não foram encontrados trabalhos sobre o uso da espécie *N. jamesoniana* em sistemas de *wetland* construído.

Combinação de macrófitas de acordo com os teores de nitrogênio total

A partir das variáveis físico-químicas analisadas (Tabela 8), foi possível determinar o índice de estado trófico de cada corpo d'água estudado. A maioria dos corpos hídricos avaliados (62%) são corpos limpos, ou seja, estão em estado ultratrófico com concentrações mínimas de nutrientes que não prejudicam a qualidade da água. Apenas 17% estão em estado eutróficos, ou seja, podem estar sofrendo interferência na sua qualidade de água por atividades antrópicas.

A análise de correspondência Canônica (CCA) evidenciou a relação entre as variáveis ambientais (pH, fósforo, nitrogênio e condutividade elétrica) e a composição de macrófitas aquáticas nos corpos d'água (Figura 5).

Observando os vetores obtidos pela CCA entre as variáveis ambientais e a composição de macrófitas aquáticas nos corpos d'água foi possível identificar tendências entre os parâmetros analisados. A espécie *E. subalatus* se mostrou relacionada a ambientes com altas concentrações de fósforo. Já em ambientes com altas concentrações de nitrogênio, as espécies *H. martii*, *L. laforestii*, *E. interstincta* e *N. jamesoniana* foram mais influenciadas (Tabela 9).

Tabela 9. Espécies de macrófitas influenciadas pelo Nitrogênio. Forma de Crescimento (FC): emergente enraizada (RE), emergente enraizada com folhas e caules flutuantes (RFC), flutuante livre (FL).

Espécie	Código	FC
<i>Hydrocleys martii</i> Seub.	Hmar	RLF
<i>Limnocharis laforestii</i> Duschassain*	Llaf	RE
<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult.*	Eint	RE
<i>Nymphaea jamesoniana</i> Planch.	Njam	RLF

*Espécies que foram descartadas da proposta de combinação de macrófitas por possuírem a mesma forma de crescimento que a Esub.

O fósforo e o nitrogênio são os principais nutrientes responsáveis pela poluição de um corpo hídrico, já que altas concentrações podem indicar a presença de esgoto e detergente domésticos e industriais sendo despejado no local (Ricklefs, 2012). Quando em altas concentrações esses nutrientes, juntamente com outros presentes, provocam o enriquecimento da água tornando-a mais eutrófica e possibilitam o crescimento em maior extensão dos seres vivos que os utilizam, especialmente as algas (Metcalf e Eddy, 1991; Tiessen, 1995). Muitos autores já utilizam o sistema de *wetland* construído para remoção de fósforo e nitrogênio em águas residuais (Huett *et al.*, 2005; Chung *et al.*, 2008; Wu *et al.*, 2013; Xie *et al.*, 2018; Yang *et al.*, 2019). De acordo com os autores Vohla *et al.*, (2011), a remoção desses nutrientes por sistemas convencionais de tratamento é uma questão que ainda não foi bem resolvida.

Deste conjunto, ao descartar as espécies que possuem a mesma forma de vida que *E. subalatus*, restaram *N. jamesoniana* e *H. martii*, ambas enraizadas flutuantes. Porém, não foram encontrados trabalhos com estas espécies em sistemas de *wetland* construído. Logo, considerando que *E. subalatus* se relaciona com teores de nitrogênio enquanto que, *N. jamesoniana* e *H. martii* se relacionam com teores de fósforo, uma segunda proposição de *wetland* construído seria formado por *E. subalatus*, *N. jamesoniana* e *H. martii*. Desta forma, estes sistemas seriam formados por três macrófitas com relações diferenciadas dos nutrientes e com formas de vida complementares, de modo que o *wetland* construído captaria das águas residuais com uma comunidade de plantas aquáticas potencializada para isto.

Combinação de macrófitas de acordo similaridade entre as espécies

O teste de similaridade, utilizando o índice de Jaccard em relação a espécie *E. subalatus*, considerou apenas os dados de presença e ausência de espécies em seu cálculo, cujo o resultado deve estar entre 0 (nenhuma similaridade) e 1 (similaridade completa). Sendo assim, o teste analisou as 31 espécies que ocorreram nas mesmas comunidades com *E. subalatus* (Tabela 7), sendo consideradas apenas as espécies que obtiveram um índice maior que 0.3, conforme Tabela 10.

Tabela 10. Resultados do teste de similaridade pelo Índice de Jaccard (IJ). Forma de Crescimento (FC): emergente enraizada (RE), emergente enraizada com folhas e caules flutuantes (RFC), flutuante livre (FL).

Espécie	IJ	Código	FC
<i>Hydrocleys martii</i> Seub.	0.437	Hmar	RLC
<i>Utricularia foliosa</i> L.*	0.315	Ufol	FL
<i>Salvinia auriculata</i> Aubl.	0.350	Saur	FL
<i>Nymphaea lingulata</i> Wiersema	0.476	Nlin	RLC
<i>Neptunia plena</i> (L.) Benth.*	0.375	Nple	RLC

*Espécies que foram descartadas da proposta de combinação de macrófitas por relacionam de maneira inversa às concentrações maiores de Nitrogênio e Fósforo.

As espécies flutuantes, enraizadas ou livres, foram as que tiveram maior similaridade ao ambiente com a *E. subalatus*. Além disto, essas espécies não competem por espaço por possuírem formas de crescimento diferenciadas de *E. subalatus*. Como *E. subalatus* possui a forma de crescimento enraizada emergente, as suas populações tendem a estabilizar a lâmina d'água em relação à movimentação por ventos ou desníveis do terreno (Esteves, 2011), favorecendo o estabelecimento das formas flutuantes. A espécie *N. lingulata* obteve o índice mais próximo a 1, ou seja, foi a que teve mais similaridade com a *E. subalatus*.

Desta forma, considerando a similaridade entre as espécies, a terceira proposta de sistema de wetlands pode ser formado por *E. subalatus*, *N. lingulata*, *H. martii*, *S. auriculata* e *U. foliosa*. Porém, *U. foliosa* e *N. plena* se relacionam de maneira inversa às concentrações maiores de Nitrogênio e Fósforo (Figura 5), de modo que existe a possibilidade alta de suas populações não resistirem ao tratamento com águas residuais. Dentre as macrófitas propostas, apenas as da espécie *S. auriculata* já são utilizadas comumente em sistema *wetland* construídos (Petruccio e Esteves, 2000; Espinoza-Quiñones *et al.*, (2009; Henares e Camargo, 2014; Schwantes *et al.*, 2019).

Combinação de macrófitas comumente associadas

Considerando que, em todas as análises, as espécies mais comumente associadas à *E. subalatus* foi *N. lingulata* e *H. martii*, a combinação destas três espécies permitirá ao *wetland* uma maior probabilidade de eficiência quanto à captação de nitrogênio e fósforo, além de permitir a ocupação

de todo o espaço da lâmina d'água, com menor probabilidade de interferência no crescimento da biomassa vegetal em função de relações de competição entre as espécies (Figura 6). Este sistema pode ser enriquecido com espécies flutuantes livres como *S. auriculata*.

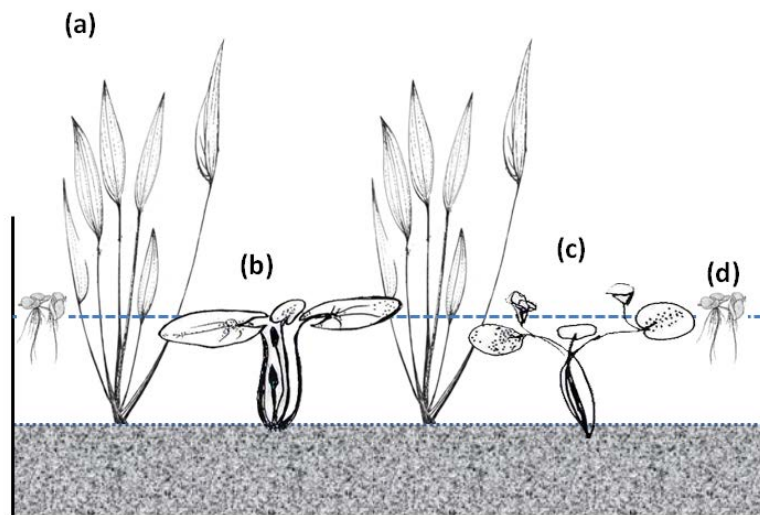


Figura 6. Representação gráfica de combinações de macrófitas propostas para um sistema de wetland construído (a) *Echinodorus subalatus*, (b) *Nynphaeae lingulata*, (c) *Hydrocleis martii* e (d) *Salvinia auriculata*.
Fonte: Autores (2021)

A utilização de apenas uma espécie de macrófitas é uma prática bastante comum em sistemas wetland construídos (Perondi et al, 2020; Pires et al., 2020; Fadanelle et al, 2019; Ramos et al, 2017), em detrimento de propostas de investigação com consórcios de diferentes espécies e sistemas mais diversos.

Os autores Chandanshive et al. (2017) realizaram a comparação entre duas espécies isoladas e em consórcio (*Typha angustifolia* e *Paspalum scrobiculatum*) constatando que, quando as espécies foram associadas, o sistema wetland construído foi considerado mais eficaz para o tratamento de águas residuais contendo o corante vermelho congo. Porém, este trabalho não realizou um estudo prévio do desenvolvimento das populações e o perfil de ocupação do espaço físico, o que permitiria ações de manejo para evitar a competição destas espécies que possuem formas de crescimento similares.

No entanto, o uso de macrófitas em consórcio permite o aumento da diversidade da microbiota do meio (Zhang et al., 2017), sendo que estes organismos também contribuem para a remoção dos poluentes presente na água residual (Von Sperling e Sezerino, 2018). Desta forma, wetlands

mais diversos projetados com base no conhecimento das associações entre as diferentes espécies em ambientes naturais, não apenas agrega valor funcional a este sistema como também assume uma tendência a ser indicada em projetos futuros.

Configuração do wetland construído

Em relação à configuração do sistema *wetland* construído em que as macrófitas serão utilizadas após sua coleta, a escolha do mesmo deverá ser embasada no afluente a ser tratado (Vymazal e Kropfelová, 2008). Porém, outros critérios devem ser considerados como disponibilidade de área, custo, simplicidade e sustentabilidade, como exemplificado na Figura 7.

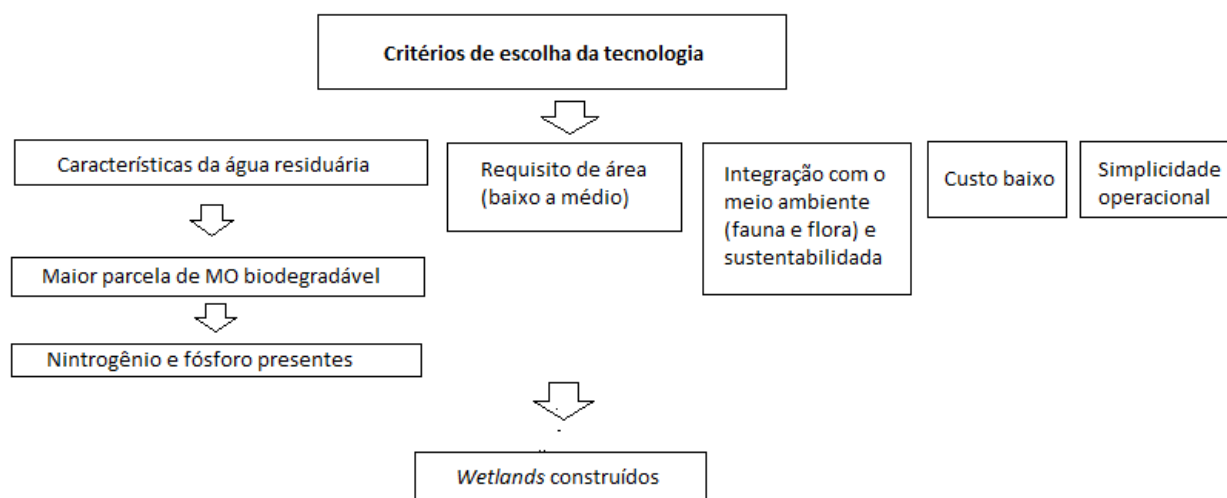


Figura 7. Modelo de escolha que apontam para o uso do sistema *wetland* construído com base em critérios técnicos. MO: matéria orgânica. Fonte: Autores (2021).

Como o levantamento foi realizado em uma área semiárida, a proposta de *wetland* construído (WC) pode levar em conta o baixo custo operacional e implantação e que possam ocupar pouco espaço para residências unifamiliares que não possuem rede de tratamento de esgoto da região. Os WCs são classificados em sistemas de escoamento superficial (WC-ES) e subsuperficial horizontal (WC-ESSH) e subsuperficial vertical (WC-ESSV) (Vymazal e Kropfelová, 2008), sendo que o sistema WC-ESSV por ocupa menor área (Kadlec e Wallace, 2009). Estes sistemas obtêm uma eficaz remoção de nitrogênio e matéria carbonácea (Abdelhakeem *et al.*, 2016), poluentes encontrados em alta concentração no esgoto doméstico (Sezerino *et al.*, 2012).

A forma de alimentação do sistema também é uma estratégia operacional importante, a qual pode ocorrer em fluxo contínuo, intermitente ou batelada (Zhang *et al.*, 2012), sendo que estudos apontam que a alimentação em batelada tem as melhores performances (Wu *et al.*, 2015). Outro parâmetro importante para o funcionamento do WC é o substrato, que é o meio suporte para o crescimento das macrófitas e o biofilme formado por micro-organismos. Os substratos convencionais e mais utilizados são brita e areia, podendo ser utilizados em conjunto (Machado *et al.*, 2017), observando-se uma tendência também de materiais alternativos como carvão ativado, casca de dendê e tijolos (White *et al.*, 2011; Ren *et al.*, 2007).

Como visto, os WC têm várias opções de configurações e, para atingir a capacidade máxima de remoção, deve-se atentar a cada uma e selecionar a que melhor se enquadra no objetivo do sistema, buscando-se aperfeiçoá-lo e incorporá-lo cada vez mais ao ambiente como uma tecnologia de grande potencial econômico e sustentável.

O estudo prévio da comunidade de macrófitas do local onde será implantado o sistema *Wetland* construído será de grande ajuda para realizar combinações de espécies para melhor otimização do tratamento. Como resumo do estudo, a Tabela 11 apresenta os quatros modelos de combinações de macrófitas propostos.

Tabela 11. Proposta de modelos de combinação de macrófitas para uso em *wetland* construídos

MODELO	DE ACORDO COM	ESPÉCIES
1	forma de crescimento das espécies	<i>E. subalatus</i> , <i>W. columbiana</i> e <i>N. jamesoniana</i> .
2	teores de nitrogênio da lagoa	<i>E. subalatus</i> , <i>N. jamesoniana</i> e <i>H. martii</i> .
3	similaridade entre as espécies	<i>E. subalatus</i> , <i>N. lingulata</i> , <i>H. martii</i> , <i>S. auriculata</i>
4	comumente associadas	<i>E. subalatus</i> , <i>N. lingulata</i> e <i>H. martii</i> , <i>S. auriculata</i> .

Conclusão

Ao conhecer os modelos de comunidades de macrófitas em ambientes naturais foi possível elaborar combinações de espécies que possivelmente otimizarão o tratamento de águas residuais, em sistema *wetland* construído, devido à maior riqueza de espécies e complexidade do sistema. Algumas das espécies selecionadas ainda não foram utilizadas nesse sistema, sendo necessário ensaio científicos para verificar o possível uso das mesmas no tratamento de água residual.

A visão de um modelo natural ajuda a não correr o risco de introduzir espécies de macrófitas que possam ser invasoras e prejudiquem o ecossistema local.

Os modelos levaram em consideração a forma de crescimento das macrófitas aquáticas, os terrores de nitrogênio, a similaridade entre as espécies e a as espécies mais associadas.

O estudo prévio das comunidades de macrófitas do semiárido brasileiro poderá garantir a sustentabilidade do sistema de *wetland* construído como tratamento de águas residuais domésticas para famílias desta região.

Agradecimentos

Agradecemos ao Leonardo Ribeiro (análise da água) e a Júlia Sfair (análise de dados) que contribuíram para a realização deste trabalho e a Agência de fomento CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela concessão de bolsa de estudo de doutorado.

Referências

- Abdelhakeen, S.G., Abouloos, A.S., Kamel, M.M. (2016) Performance of a vertical subsurface flow constructed wetland under different operational conditions. *Journal of advanced research*, **7**, 803-814.
- Alvares, C.A, Stape, J.L, Sentelhas, P.C, Gonçalves, J.L.M., Sparovek, G. (2013) Köppen's climate classification map for brazil. *Meteorologische zeitschrift*, **22**(6), 711-728.
- APHA, American public health association, AWWA, American Water Works Associationm WEF, Water Environment Federation (2005). *Standarts methods for the exam of water and waste water*. 21a ed., American Public Health Association, Washington, DC.
- Andreo-Martínez, P, García-Martínez, N., Almela, L. (2017) Domestic wastewater depuration using a horizontal subsurface flow constructed wetland and theoretical surface optimization: a case study under dry. *Mediterranean climate water*, **8** (10), 434-445.
- Blaikie, P., Cannon, T., Davis, I., Wisner, B. (2014) *At risk: natura l hazards, people's vulnerability and disasters*, 2 ed., Routledge, New York, 334pp.
- Boulton, A. J., Brock, M. (1999) *Australian freshwater ecology: processes and management*. Gleneagles publishing, Adelaide, Australia.
- Chandanshive, V.V., Rane, N.R., Tamboli, A.S., Gholave, A.R., Khandare, R.V., Ovindwar, S.P. (2017) Co-plantation of aquatic macrophytes typha angustifolia and paspalum scrobiculatum for effective treatment of textile industry effluente, *Journal of hazardous materials*, **338**, 47-56.
- Chung, A.K.C., Wu, Y., Tam, N.F.Y., Wong, M.H. (2008) Nitrogen and phosphate mass balance in a sub-surface flow constructed wetland for treating municipal wastewater, *Ecological engineering*, **32**, 81-89.
- Espinoza-Quiñones F.R., Módenes, A.N., Thomé, L.P., Palácio, S.M., Trigueros, D.E.G., Oliveira, A.P., Szymanski, N. (2009). Study of the bioaccumulation kinetic of lead by living aquatic macrophyte *Salvinia auriculata*. *Chemical engineering journal*, **150**, 316-322.
- Esteves, F.A. (2011) *Fundamentos de limnologia*. 3. ed. Rio de janeiro, 826 pp.
- Fadanelli, L.E.A., Andrade Filho, A.G., Wiecheteck, G.K., Doll, M.M.R. (2019) Considerations on design and implementation parameters of domestic wastewater treatment by subsurface flow constructed wetlands. *Engenharia Sanitaria e Ambiental [online]*, **24**(4), 809-819.
- FUNCEME, Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (2017) *Gráfico de chuva dos postos pluviométricos*. Acesso em 21 de abril de 2019, disponível em: <http://www.funceme.br/index.php/areas/tempo/grafico-de-chuvas-dos-postos-pluviometricos>

- Gottschall, N., Boutin, C., Crolla, A., Kinsley, C., Champagne, P. (2007). The role of plants in the removal of nutrients at a constructed wetland treating agricultural (dairy) wastewater, Ontario, Canada. *Ecological engineering*, **29**, 154-163.
- Haynes, R. R. and Holm-nielsen, L. B. (1984). Techniques for collecting aquatic and marsh plants. *Annals of the Missouri botanical garden*, **71**, 229-231.
- He, S.B., Xue, N., Wang, B.Z. (2009). Factors affecting simultaneous nitrification and de-nitrification (srd) and its kinetics model in membrane bioreactor. *Journal of hazardous materials*, **168**, 704-710.
- Henares, M.N.P., Camargo, A.F.M. (2014) Treatment efficiency of effluent prawn culture by wetland with floating aquatic macrophytes arranged in series. *Brazilian journal of biology*, **74**(4), 906-912.
- Hijosa-Valsero, M., Reyes-Contreras, C., Domínguez, C., Bécares, C., Bayona, J.M. (2016) Behaviour of pharmaceuticals and personal care products in constructed wetland compartments: influent, effluent, pore water, substrate and plant roots. *Chemosphere*, **145**, 508-217.
- Huang, J., Cao, C., Van, C., Guan, W., Liu, J. (2018) Comparison of iris pseudacorus wetland systems with unplanted systems on pollutant removal and microbial community under nanosilver exposure. *Science of the total environment*, **624**, 1336-1347.
- Huett, D.O., Morris, S.G., Smith, G., Hunt, N. (2005) Nitrogen and phosphorus removal from plant nursery runoff in vegetated and unvegetated subsurface flow wetlands. *Water research*, **39**, 3259-3272.
- Ilyas, H., Masih, I. (2017) Intensification of constructed wetlands for land area reduction: a review. *Environment science pollution*, **24**(13), 12081–12091.
- Santos, L.B. (2016). *Diversidade filogenética e fatores estruturantes de comunidades de plantas aquáticas em lagoas temporárias*. (Dissertação de mestrado), Programa de Pós-graduação em Ecologia e recursos naturais da Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 138 pp.
- Kadlec, R., Wallace, S. (2009) *Treatment wetlands*, 2a ed., Boca Raton, Florida, 1046pp.
- Lamparelli, M. C. (2004) *Grau de trofia em corpos d'água do estado de são paulo: avaliação dos métodos de monitoramento*. (Tese de doutorado), Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 238 pp.
- Lopardo, C.R., Zhang, L., Mitsch, W.J., Urakawa, H. (2019) Comparison of nutrient retention efficiency between vertical-flow and floating treatment wetland mesocosms with and without biodegradable plastic. *Ecological engineering*, **131**, 120-130.
- Machado, A. I., Beretta, M., Fragoso, R., Duarte, E. (2017) Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil. *Journal of environmental management*, **187**, 560-570.
- Matias, L., Sousa, D. (2011) Alismataceae no estado do Ceará, brasil. *Rodriguésia*, **62**, 887-900.
- Metcalf & Eddy (1991) *Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse*, 3a ed, Mc Graw-Hill.
- Mcmahon, T., Peel, M.C., Finlayson, B.L.A. (2007) Updated world map of the köppen geiger climate classification. *Hydrology and earth system sciences*, **11**(5), 1633-1644.
- Normando, L.R.O. (2011). *Fatores espaço-temporais e riqueza de macrófitas aquáticas de lagoas temporárias do semiárido do Brasil*. (Dissertação de mestrado), Programa de Pós-Graduação em Ecologia e recursos naturais da Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 145 pp.
- Oksanen J, Blanchet, F.G., Legendre, P., Minchin, P.R., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Wagner, H. (2019). *Vegan: community ecology package. r package version 2.5-6*. Consultado em 21 de abril de 2020, disponível em: <https://cran.r-project.org/package=vegan>
- Perondi, T., Wolff, D.B., Decezaro, S.T., Araújo, R.K. (2020) Wetlands construídos para o tratamento de esgoto doméstico: uma análise comparativa do custo do ciclo de vida. *Ambiente Construído [online]*, **20** (2), 175-189.
- Petrucio, M.M., Esteves, F.A. (2000) Uptake rates of nitrogen and phosphorus in the water by *Eichhornia crassipes* and *Salvinia auriculata*. *Revista brasileira de biologia*, **60**, 229-236.
- Silva, I. P., Costa, G.B., Queluz, J.G.T., Garcia, M.L. (2020) Effect of hydraulic retention time on chemical oxygen demand and total nitrogen removal in intermittently aerated constructed wetlands. *Revista Ambiente & Água [online]*, **15**(3), e2504.

- Ramos, N.F.S., Borges, A.C., Gonçalves, G.C., Matos, A.T. (2017) Tratamento de águas residuárias de suinocultura em sistemas alagados construídos, com *Chrysopogon zizanioides* e *Polygonum punctatum* cultivadas em leito de argila expandida. *Engenharia Sanitaria e Ambiental [online]*, **22**(1), 123-132.
- Rehman, F., Pervez, A., Mahmood, Q., Nawab, B. (2017) Wastewater remediation by optimum dissolve oxygen enhanced by macrophytes in constructed wetland. *Ecological engineering*, **102**, 112-126.
- Ren, Y., Zhang, B., Liu, Z., Wang, J. (2007) Optimization of four kinds of constructed wetlands substrate combination treating domestic sewage. *Wuhan university journal of natural sciences*, **12**(6), 1136-1142.
- Ricklefs, R.E. (2012) *A economia da natureza*. 6a. ed., Guanabara Koogan, Rio de Janeiro:, 546 pp.
- Ribeiro, P.R., Viana, D.G., Pires, F.R., Egreja Filho, F.B., Bonomo, R., Cargnelutti Filho, A., Martins, L.F., Cruz, L.B.S., Nascimento, M.C.P. (2018) Selection of plants for phytoremediation of barium-polluted flooded soils. *Chemosphere*, **206**, 522-530.
- Roman, B., Brennan, R.A. (2019) A beneficial by-product of ecological wastewater treatment: an evaluation of wastewater-grown duckweed as a protein supplement for sustainable agriculture. *Ecological engineering*, **1**, 100004.
- Schwantes, D., Gonçalves, A.C., Schiller, A.P., Manfrin, J., Campagnolo, M.A., Veiga, T.G. (2019) *Salvinia auriculata* in post-treatment of dairy industry wastewater. *International journal of phytoremediation*, **21**(13), 1368-1374.
- Sezerino, P.H., Bento, A.P., Decezaro, S.T., Carissimi, E. (2012) Constructed wetlands and sand filter applied as onsite port-treatment of anaerobic effluent. *Water practice and technology*, **7**(3), 1-9.
- Silvestrini, N.E.C., Hadad, H.R., Maine, M.A., Sánchez, G.C., Pedro, M.C., Caffaratti, S.E. (2019) Vertical flow wetlands and hybrid systems for the treatment of landfill leachate. *Environmental science and pollution research*, **26**(8), 8019-8027.
- Vohla C., Koiv, M., Bavor, H., Chazarenc, F., Mander, U. (2011) Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands—a review. *Ecological engineering*, **37**, 70-89.
- von Sperling, M.; Sezerino, P.H. (2018) *Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil*. Boletim Wetlands Brasil, Edição Especial, 65 pp.
- Vymazal, J., Kröpfelová, L. (2008) *Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow*. Holanda Springer Netherlands, 650 pp.
- Vymazal, J. (2013) Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: a review. *Ecological engineering*, **61**, 582-592.
- Xie, H., Yang, Y., Liu, J., Zhang, J., Hu, Z., Liang, S. (2018) Enhanced triclosan and nutrient removal performance in vertical up-flow constructed wetlands with manganese oxides. *Water research*, **143**, 457-466.
- Yang, Y., Liu, J., Zhang, N., Xie, H., Zhang, J., Hu, Z., Wang, Q. (2019) Influence of application of manganese ore in constructed wetlands on the mechanisms and improvement of nitrogen and phosphorus removal. *ecotoxicology and environmental safety*, **170**, 446-452.
- Westlake, D.F (1963) Comparasions of plant productivity. *Biological reviews*, **38**(3), 485-425.
- White, S. A., Taylor, M. D., Albano, J. P., Whitwell, T., Klaine, S. J. (2011) Phosphorus retention in lab and field-scale subsurface-flow wetlands treating plant nursery runoff. *Ecological engineering*, **37**(12), 1968-1976.
- Wu, H., Zhang, J., Li, C., Fan, J., Zou, Y. (2013) Mass balance study on phosphorus removal in constructed wetland microcosms treating polluted river water. *Clean soil, air water*, **41**, 844-850.
- Wu, S., Wallace, S., Brix, H., Kusch, P., Kirui, W.K., Mais, F., Dong, R. (2015) Treatment of industrial effluents in constructed wetlands: challenges, operational strategies and overall performance. *Environment pollution*, **201**, 107-120.
- Zhang, D. Q., Tan, S. K., Gersberg, R. M., Zhu, J., Sadreddini, S., Li, Y. (2012) Nutrient removal in tropical subsurface flow constructed wetlands under batch and continuous flow conditions. *journal of environmental management*, **96**, 1-6.