

VALORAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS DE PURIFICAÇÃO DE ÁGUA: UM ESTUDO COMPARATIVO ENTRE ÁREAS ÚMIDAS E OUTROS SISTEMAS NATURAIS E ANTRÓPICOS NO SUL DO BRASIL

VALUATION OF WATER PURIFICATION ECOSYSTEM SERVICES: A COMPARATIVE STUDY BETWEEN WETLANDS AND OTHERS NATURAL AND ANTHROPIC SYSTEMS IN SOUTHERN BRAZIL

**José Nunes de AQUINO, Tatiana Silva da SILVA, Laura Dias PRESTES,
Daniela Forgiarini da SILVA**

¹Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçalves, 9.500 - Agronomia, Porto Alegre - RS.
E-mails: josenunesdeaquino@gmail.com; tatiana.silva@ufrgs.br; daniforgi@gmail.com; lauradp53@gmail.com

Introdução
Metodologia
Área de estudo
Materiais
Métodos
Resultados
Produção de água no estuário da Lagoa dos Patos
Retenção de nutrientes no estuário da Lagoa dos Patos
Nitrogênio Total - NTK
Fósforo Total - PT
Estatística descritiva
Valoração econômica do serviço de purificação da água no estuário da Lagoa dos Patos
Discussão
Conclusões
Referências

RESUMO - As áreas úmidas são ecossistemas com uma grande capacidade de retenção de nutrientes, oferecendo um serviço ecossistêmico valioso para a melhoria da qualidade da água. Neste sentido, o presente artigo tem por objetivo quantificar este serviço ecossistêmico e o valor econômico associado a ele nos banhados e marismas do Estuário da Lagoa dos Patos (ELP), em comparação a outros sistemas ambientais. Para isso, foram utilizados modelos da plataforma InVEST para calcular o escoamento superficial de água, carga, exportação e retenção de nutrientes como nitrogênio total – NTK e fósforo total – PT. A valoração econômica do serviço ecossistêmico de retenção de nutrientes foi feita utilizando como parâmetro o custo evitado no tratamento de esgoto para remoção de nutrientes. Os resultados demonstraram que o fluxo de uso real do serviço ecossistêmico de retenção de nutrientes é determinado pela demanda pelo serviço e que por isso sistemas ambientais antrópicos como agricultura e pecuária obtiveram valores mais altos de retenção, pois são os sistemas que mais aportam nutrientes no ELP. Observou-se também que a capacidade de retenção de uma bacia tem maior relação com o padrão de distribuição espacial dos sistemas ambientais ao longo desta bacia, ou seja, sua hidrologia, do que com a capacidade de retenção própria deles. Os banhados e marismas do ELP, somados em sua totalidade, possuem uma capacidade de geração econômica que pode chegar à R\$ 212.851.581,06/anuais. A valoração baseada em custo evitado se mostrou uma metodologia viável, tendo em vista a sua simplificação de operação e precisão de dados de entrada. Tendo em vista as limitações do modelo no que diz respeito à aquisição de dados, concluiu-se que o presente estudo traz à luz informações importantes para tomadores de decisão, porém, os resultados devem ser entendidos como preliminares e utilizados com cautela.

Palavras-chave: Zonas úmidas. Purificação da água. Modelagem ambiental-espacial.

ABSTRACT - Wetlands are ecosystems with a great capacity for nutrient retention, offering a valuable ecosystem service for improving water quality. In this sense, the present article aims to quantify this ecosystem service and the economic value associated with it in the fresh and salt marshes of the Patos Lagoon Estuary, compared to other environmental systems. To do so, models from the InVEST platform were used to calculate surface water runoff, nutrient loading, export, and retention, such as total nitrogen - NTK and total phosphorus - PT. The economic valuation of the nutrient retention ecosystem service was made using the avoided cost of sewage treatment for nutrient removal as a parameter. The results showed that the real use flow of the ecosystem service of nutrient retention is determined by the demand for the service and that, therefore, anthropic environmental systems such as agriculture and livestock obtained higher values of retention since they are the systems that contribute the most nutrients to the Patos Lagoon Estuary. It was also observed that the retention capacity of a basin has a greater relationship with the spatial distribution pattern of the environmental systems along this basin, i.e., its hydrology, than with their own retention capacity. The fresh and salt marshes of the Patos Lagoon Estuary, when combined, have an economic generating capacity that can reach up to R\$ 212,851,581.06 per year. The avoided cost-based valuation proved to be a viable methodology, given its simplified operation and input data accuracy. Considering the limitations of the model regarding data acquisition, it was concluded that the present study brings important information to decision-makers, but the results should be understood as preliminary and used with caution.

Keywords: Wetlands. Water purification. Spatial-environmental modeling.

INTRODUÇÃO

As áreas úmidas são consideradas um dos ecossistemas naturais com maior capacidade de autopurificação. As áreas úmidas funcionam como um elo entre o solo e os corpos d'água, purificando as águas poluídas, ao reter nitrogênio total (NTK) e fósforo total (PT), através de

processos físico-químicos diversos (LI; ZHANG; SUN, 2012; MEA, 2005; WEIDONG et al., 2010). A oferta deste serviço ecossistêmico é, naturalmente, limitada, e por isso se faz necessário a tomada de precauções para que seja preservada.

Modelos de abordagem ecossistêmica associada a Sistemas de Informações Geográficas (SIG) são comumente utilizados para caracterizar o processo de carga, exportação e retenção de nutrientes (MERETA et al., 2020). Steinke & Saito (2008) calcularam, por meio de modelos matemáticos em SIG, parâmetros de carga poluidora (NTK e PT) e identificaram as áreas úmidas mais ameaçadas pela poluição na bacia hidrográfica Mirim-São Gonçalo, no sul do Brasil. Outros estudos também foram conduzidos em áreas úmidas ao redor do mundo, com o objetivo quantificar/mensurar os serviços ecossistêmicos de purificação de água, pela retenção de nutrientes (NTK e PT) (HOU et al., 2020; JANSSON; FOLKE; LANGAAS, 1998; JOHNSTON, 1991)

Mensurar o provimento de um serviço ecossistêmico abre a possibilidade de estimar o valor econômico associado a ele. Desta forma, a valoração de serviços ecossistêmicos tem sido utilizada para apoiar a tomada de decisões e determinar os custos financeiros envolvidos na substituição de áreas naturais por atividades humanas, subsidiando, assim, a gestão do capital natural (COSTANZA et al., 2017). Estudos conduzidos em escala global estimam que serviços ecossistêmicos contribuem mais que o dobro para o bem-estar humano do que o PIB global (COSTANZA et al., 2014). A valoração de serviços ecossistêmicos de purificação de água, tanto em áreas úmidas, como em outros ecossistemas naturais, tem sido alvo de estudos em diversas partes do mundo, que em geral têm por objetivo criar ferramentas estruturadas de

valoração, realizar diagnósticos acerca da economia ecológica em bacias hidrográficas e quantificar o capital natural em escalas diversas (BADAMFIROOZ; MOUSAZADEH; SARKHEIL, 2021; LA NOTTE et al., 2017; MAVROMMATI; BAUSTIAN, 2022).

A literatura atual oferece uma gama de ferramentas capazes de realizar avaliações de serviços ecossistêmicos, uma delas é a plataforma InVEST – *Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs* (NATCAP – NATURAL CAPITAL PROJECT, 2020). Dentre o conjunto de ferramentas da plataforma InVEST, destacamos os modelos *Water Yield* (WY), que quantifica a produção de água a partir da contribuição de partes diversas da paisagem, bem como o modelo *Nutrient Delivery Ratio* (NDR), que mapeia as fontes de nutrientes de uma paisagem e quantifica a exportação da carga poluidora, através de uma estimativa de taxas de retenção. As informações geoespaciais resultantes do modelo NDR são utilizadas para avaliar os serviços de retenção de nutrientes pela vegetação natural (SHARP et al., 2015). O modelo *Water Purification* (WP), presente no software TerrSet (EASTMAN, 2020) complementa o modelo NDR adicionando um módulo de valoração econômica do serviço ecossistêmico de retenção de nutrientes.

Neste sentido, este artigo tem por objetivos: i) avaliar o serviço de purificação da água no Estuário da Lagoa dos Patos através de indicadores como, carregamento, exportação e retenção de nutrientes (NTK e PT); ii) determinar a contribuição dos banhados e marismas no processo de exportação e retenção de nutrientes; e iii) estimar o valor monetário do serviço de retenção. Para isso, serão utilizados os modelos de base ecossistêmica da plataforma InVEST, acima mencionados, com as devidas adaptações.

METODOLOGIA

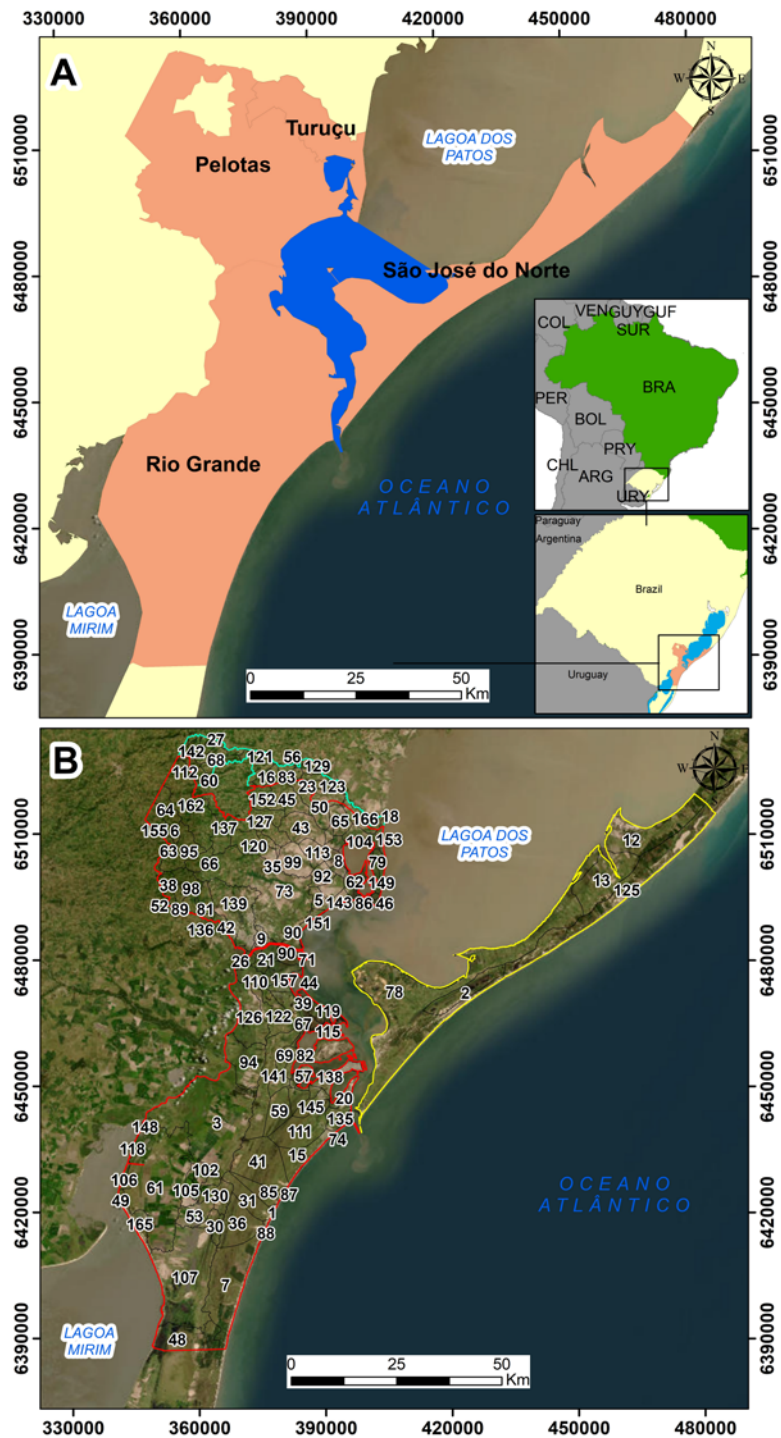
Área de estudo

O estudo se concentra no Estuário da Lagoa dos Patos (ELP) e sua região de influência, que inclui os municípios de Pelotas, Rio Grande, São José do Norte e Turuçu, localizados na Planície Costeira do Rio Grande do Sul. A região possui uma área total de aproximadamente 5.642 km² e 584.416 habitantes (IBGE, 2020) e é altamente produtiva, principalmente na indústria e atividade portuária, devido ao complexo portuário de Rio Grande.

O ELP e sua região de influência têm cerca de

6.473 km², sendo 19,8% áreas úmidas, incluindo banhados e marismas. A pressão humana na região e a presença destes sistemas ecológicos importantes exigem a priorização de estratégias de conservação e gestão.

A área de estudo é drenada por 3 bacias hidrográficas principais, a saber: bacia do rio Camaquã, bacia do Litoral Médio e a bacia Mirim-São Gonçalo. Tais bacias se subdividem em um total de 166 sub-bacias. A Figura 1 apresenta os mapas de localização (A), bacias e sub-bacias hidrográficas (B). A figura 2 apresenta os sistemas ambientais.



LEGENDA

- LIMITES NACIONAIS
- BRASIL
- RIO GRANDE DO SUL
- MUNICÍPIOS - ELP (ÁREA DE ESTUDO)

BACIAS HIDROGRÁFICAS - B.H.

- B.H. RIO CAMAQUÃ
- B.H. LITORAL MÉDIO
- B.H. MIRIM-SÃO GONÇALO
- SUBBACIAS

Projeção Universal Transversa de Mercator, Fuso/Zona 22 Sul, SIRGAS 2000. Fonte: Zoneamento Ecológico-Econômico do Rio Grande do Sul, 2020.

Figura 1. Mapa com localização da área de estudo (A) e das bacias e sub-bacias hidrográficas (B). Os números representam as sub-bacias reconhecidas.

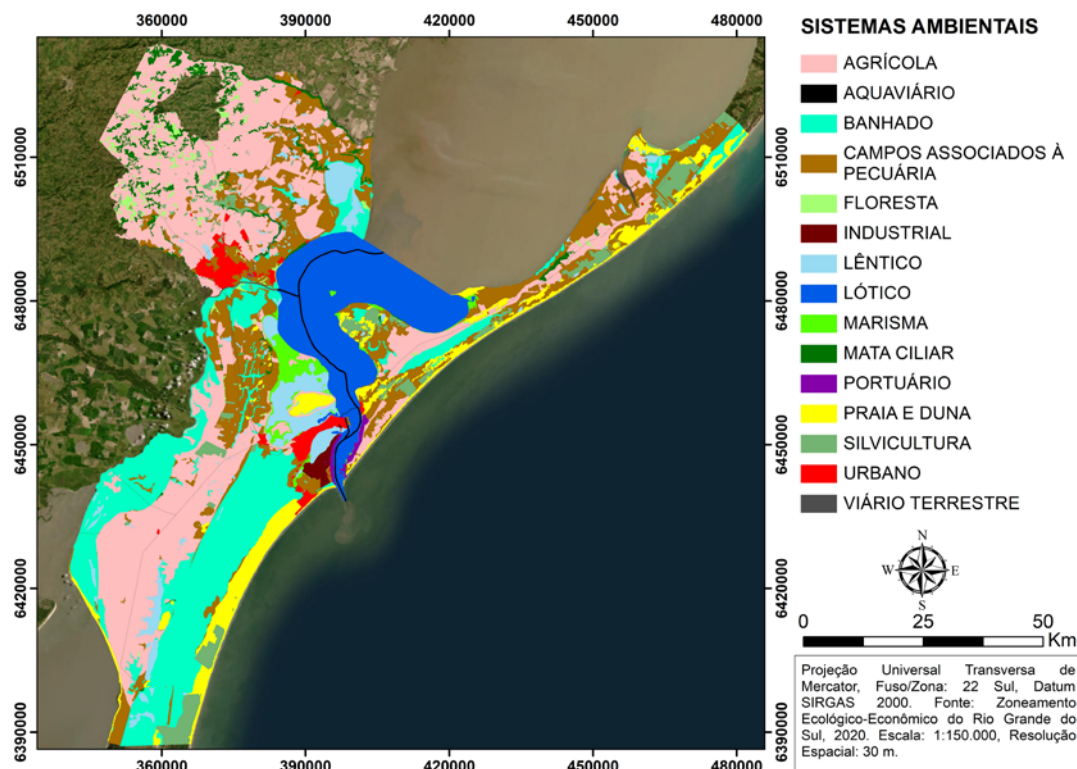


Figura 2. Mapa dos sistemas ambientais.

MATERIAIS

Tabela 1: Lista dos dados utilizados, por modelo e suas fontes.

	Dado	Modelo	Fonte	Tipo de Dado	Resolução Espacial
Espacial	Bacias Hidrográficas	WY, WP	(ANA, 2017)	Vetor	200 m
	Sub-bacias hidrográficas	WY, WP, NDR		Vetor	200 m
	Uso e cobertura da Terra	WY, NDR	(SEMA, 2020)	Raster	30 m
	Precipitação	WY	(FUNK et al., 2015)	Raster	1000 m
	Evapotranspiração	WY	(QIAOZHEN; MAOSHENG; STEVEN, 2014)	Raster	1000 m
	Profundidade do solo	WY	(COSTA et al., 2022)	Raster	200 m
	Estimativa de água disponível nos solos para a planta (PAWC)	WY	(ARAÚJO FILHO et al., 2020)	Raster	50 m
	Modelo digital de elevação (MDE)	NDR	(JAXA, 2017)	Raster	12,5 m
	Estimativa de produção de água	NDR	Resultado do modelo WY	Raster	30 m
	Exportação de nutrientes por sub-bacias hidrográficas	WP	Resultado do modelo NDR	Raster	30 m
Biofísico	Código do uso e ocupação (lulcode)	WY, NDR	-	.csv	-
	Descrição do uso e ocupação (lulc_desc)	WY, NDR	-	-	-
	Profundidade da raiz (root_depth)	WY	(ALLEN et al., 1998; SCHENK; JACKSON, 2002)	-	-
	Coefficiente de Evapotranspiração (etk)	WY	(ALLEN et al., 1998)	-	-
	Carga de Nutrientes em kg/ha/ano (load_p e/ou n)	NDR	(STEINKE; SAITO, 2008)	-	-
	Taxa de Efetividade de Retenção de Nutrientes (eff_p e/ou n)	NDR	(SHARP et al., 2015)	-	-
	Comprimento Crítico em metros (crit_len_p e/ou n)	NDR	(SHARP et al., 2015)	-	-
Presença de Vegetação (lulc_veg)	WY, NDR	-	-	-	
Valoração	Identificação das bacias hidrográficas (ws_id)	WP	-	-	-
	Custo anual de remoção do nutriente - \$/kg removido (cost)	WP	(CORSAN, 2022)	-	-
	Número de anos para o cálculo do valor presente líquido (time_span)	WP	-	-	-
	Taxa de desconto pelo número de anos calculados (discount)	WP	(SHARP et al., 2015)	-	-

O conjunto de dados utilizado está apresentado na Tabela 1, com suas respectivas fontes.

Os dados espaciais foram organizados e padronizados no que diz respeito ao sistema de coordenadas e a resolução espacial padrão de 30 metros, determinada para o estudo. Foi adotada a

projeção cartográfica do Sistema Universal Transversa de Mercator, fuso 22, hemisfério Sul, Datum SIRGAS 2000. Os dados com resolução espacial superior à 30 metros foram reamostrados através da ferramenta *Resample* do ArcGIS 10.6 (ESRI, 2018).

MÉTODOS

A metodologia está dividida em 3 etapas. A primeira etapa consistiu em estimar a produção média anual de água na área de estudo; a segunda etapa estimou a taxa de exportação e a capacidade de retenção de nutrientes (NTK e PT); a terceira etapa consistiu na valoração monetária do serviço de retenção de nutrientes.

1ª Etapa

O modelo *InVEST Water Yield* (Figura 3) tem a finalidade estimar as contribuições relativas da água de diferentes partes de uma paisagem e oferece informações sobre como as mudanças nos padrões de uso da terra afetam o rendimento anual da água superficial (LIN et al., 2017).

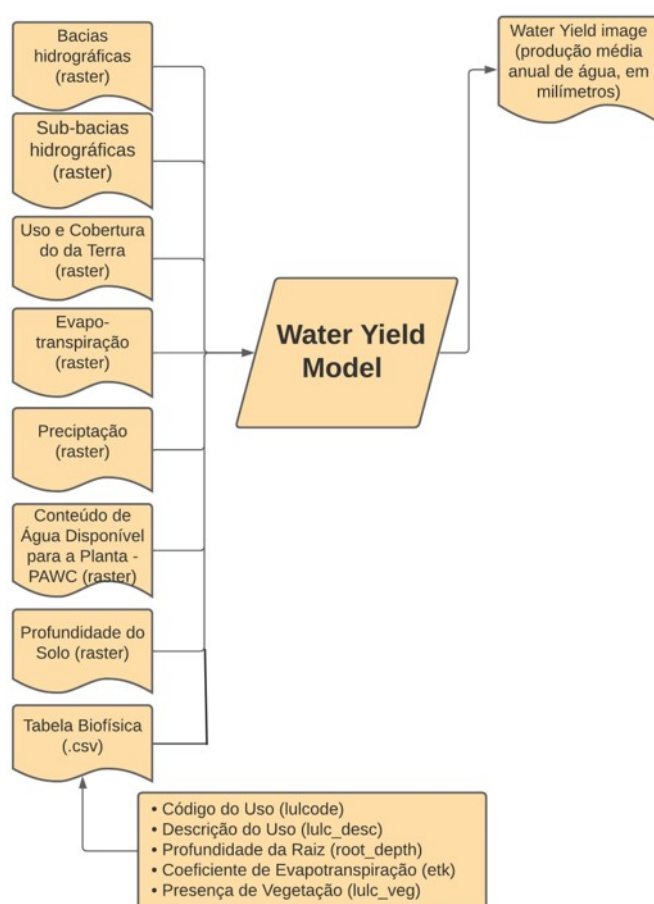


Figura 3. Fluxograma do modelo *Water Yield*.

A evapotranspiração (ET) do balanço hídrico anual é estimada usando a curva de Budyko (Eastman, 2016), o conteúdo de água disponível para as plantas (ARAÚJO FILHO et al., 2020), a precipitação média anual (DE SOUSA et al., 2020) e um fator de sazonalidade que representa a quantidade e distribuição da precipitação sazonal. O fator de sazonalidade apresenta valores entre 1 e 10, em que valores próximos a 1 indicam que a precipitação ocorre predominantemente durante

os meses de verão ou é uniformemente distribuída ao longo do ano e valores próximos a 10 indicam que mais precipitação ocorre durante os meses de inverno (SHARP et al., 2015). Foi utilizado o valor 4 como fator de sazonalidade, uma vez que a precipitação na região do ELP é regularmente distribuída ao longo do ano (WREGG et al., 2011). Para um determinado pixel, o rendimento de água é calculado como a subtração da precipitação pela evapotranspiração (ET).

A tabela biofísica (Tabela 2), baseada em valores de referência, apresenta os parâmetros para a simulação da produção de água, como o coeficiente de evapotranspiração K_c da FAO (*etk*) (Allen, 1998) multiplicado por 1000 (para ajustar a matriz de evapotranspiração de referência específica, de acordo com o sistema

ambiental). A Tabela 2 também apresenta a profundidade da raiz dos sistemas ambientais vegetados e a indicação da presença de vegetação no sistema. Informações adicionais sobre o funcionamento do modelo podem ser encontradas em Eastman (2016) e Sharp et al. (2015).

Tabela 2. Tabela biofísica – parâmetros para simulação da produção média anual de água - modelo Water Yield

Código SA	Sistema Ambiental	Profundidade da Raiz (mm)	Coefficiente de Evapotranspiração (<i>etk</i>)	Presença de Vegetação
1	Marismas	203	1200	1
2	Agrícola	2100	650	1
3	Campos Associados à Pecuária	2100	650	1
4	Mata Ciliar	3700	1000	1
5	Lótico	1	1200	0
6	Florestal	3700	1000	1
7	Lêntico	1	1200	0
8	Banhado	203	1200	1
9	Praia e Duna	5	550	0
10	Aquaviário	1	1200	0
11	Silvicultura	3500	1000	1
12	Urbano	1	150	0
13	Viário Terrestre	1	150	0
14	Industrial	1	150	0
15	Portuário	1	150	0

O modelo produz 3 *rasters* de saída que medem o rendimento anual de água (mm) em diferentes escalas, podendo ser em nível de bacia e sub-bacia hidrográfica, bem como em nível de pixel. Em seguida, é calculado o valor médio de produção de água por sistema ambiental, utilizando a ferramenta de estatística zonal do ArcGIS 10.6 (ESRI, 2018), em que as entradas são os mapas de sistemas ambientais e o rendimento médio anual de água por pixel.

2ª Etapa

O modelo *Nutrient Delivery Ratio* do InVEST usa dados sobre escoamento, uso da terra, declividade, carregamento de nutrientes e taxa de filtração para determinar a taxa de exportação de nutrientes de cada pixel da imagem de sistemas ambientais. O modelo calcula, primeiramente, o escoamento médio de cada pixel. Posteriormente, estima quanto NTK e PT é exportado de um pixel para outro usando coeficientes de exportação apropriados. Por fim, determina quanto dessa carga de nutrientes atinge os cursos d'água. Após isso, o resultado da carga total exportada é agregado

em nível de bacia e sub-bacia hidrográfica através de uma estatística zonal de somatória. O resultado da quantidade de nutrientes retida é realizado manualmente, em nível de sub-bacia hidrográfica, pixel e sistema ambiental, sendo o produto da diferença entre a carga total de nutrientes (NTK ou PT) e a quantidade de poluente exportada que atingiu o corpo hídrico. Por sub-bacia hidrográfica, o cálculo foi feito diretamente na tabela de atributos, e por pixel, o cálculo foi realizado através da ferramenta álgebra de mapas no ArcGIS 10.6 (ESRI, 2018). Para calcular a retenção e exportação em nível de sistema ambiental, são utilizados os resultados em nível de pixel destes dois indicadores, e calculada através de uma ferramenta de estatística zonal de somatória do ArcGIS 10.6 (ESRI, 2018). A Figura 4 apresenta um fluxograma detalhando o funcionamento do modelo.

A tabela biofísica (Tabela 3) apresenta os parâmetros utilizados para a simulação da quantidade exportada e retida de nutrientes. A carga do nutriente (NTK ou PT) é o coeficiente de exportação, ou seja,

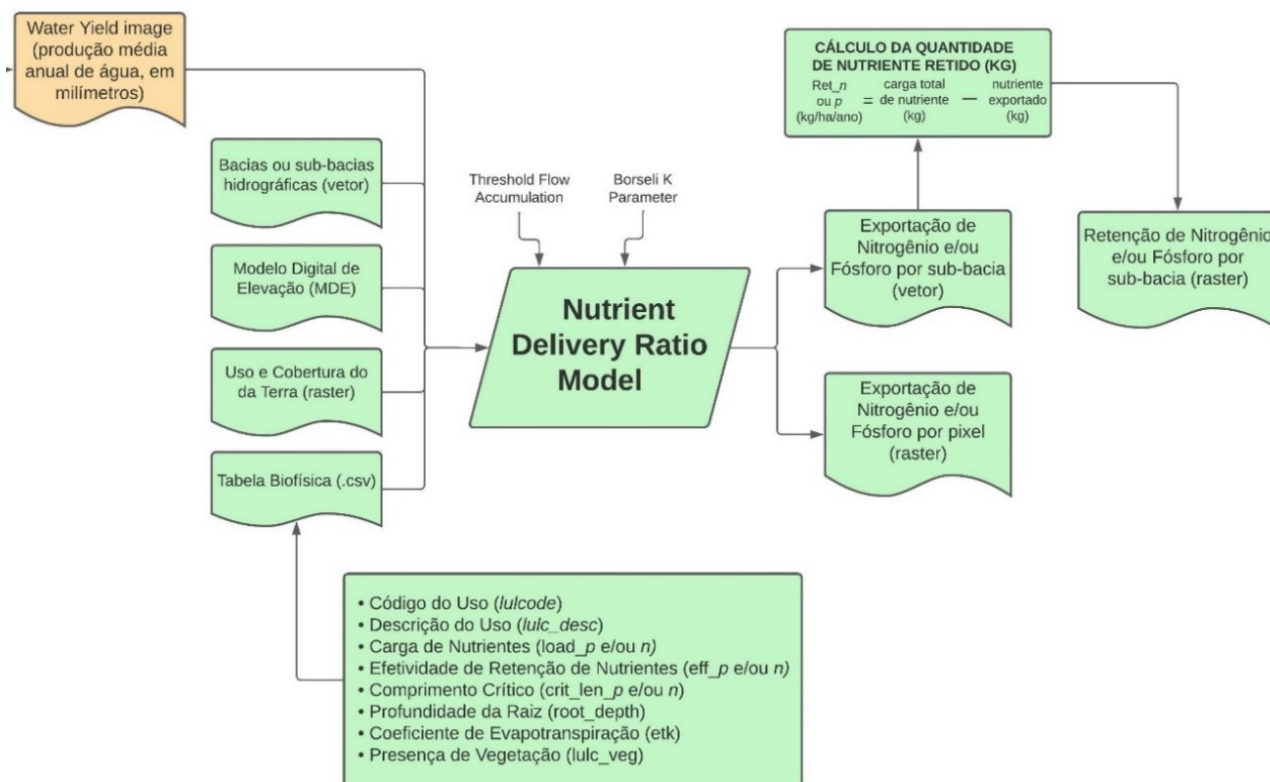


Figura 4: Fluxograma do modelo *Nutrient Delivery Ratio*

a quantidade de nutriente exportada em kg/hectare/ano. A eficiência de retenção (NTK ou PT) é representada por um índice, em que valores próximos de 1 têm a maior capacidade de retenção e valores próximos de 0 têm a menor capacidade de retenção. O comprimento crítico

é a distância, em metros, percorrida pelo nutriente, até que o sistema ambiental atinja sua capacidade máxima de retenção. Informações adicionais sobre o funcionamento do modelo podem ser encontradas em Eastman (2016) e Sharp et al. (2015).

Tabela 3. Tabela biofísica – parâmetros para simulação da exportação e retenção de nutrientes - modelo *Nutrient Delivery Ratio*

Código Uso da Terra	Classe de Uso	Carga Nutriente (P)	Eficiência Retenção (P)	Comprimento Crítico (P)	Carga Nutriente (N)	Eficiência Retenção (N)	Comprimento Crítico (N)
1	Marismas	0.124	0.7	25	2.555	0.8	10
2	Agrícola	3.57	0.48	15	10.768	0.05	25
3	Campos Associados à Pecuária	0.93	0.6	30	1.825	0.05	150
4	Mata Ciliar	0.124	0.8	25	2.008	0.75	250
5	Lótico	0	0.4	15	0.001	0.02	0
6	Florestal	1.36	0.67	20	2.19	0.8	300
7	Lêntico	0	0.4	15	0.001	0.02	0
8	Banhado	0.124	0.7	25	2.555	0.8	10
9	Praia e Duna	0.79	0.26	15	4	0.05	10
10	Aquaviário	0	0.4	15	0.001	0.05	0
11	Silvicultura	2.48	0.54	15	2.19	0.5	200
12	Urbano	2.1	0.26	15	4.65	0.05	10
13	Viário Terrestre	2.1	0.26	15	4.65	0.05	10
14	Industrial	2.1	0.26	15	4.65	0.05	10
15	Portuário	2.1	0.26	15	4.65	0.05	10

3º Etapa

O modelo *Water Purification*, presente no software TerrSet (EASTMAN, 2020) tem o funcionamento semelhante ao modelo NDR, sendo complementado por um módulo de valoração monetária do serviço de retenção de nutrientes. Este modelo calcula o valor do serviço ecossistêmico de retenção de nutrientes com base no custo evitado com a remoção destes poluentes pelo processo de tratamento de água e esgoto, em uma escala de sub-bacia hidrográfica, tanto para NTK quanto para PT. A equação utilizada para o cálculo é a seguinte:

$$Value_w = cost(p) * retained_w * \sum_{t=0}^{T-1} \frac{1}{(1+r)^t}$$

Em que $cost(p)$ é o custo anual de tratamento em \$/kg de nutriente removido, para o poluente de interesse p . O $retained_w$ é o poluente total retido pela sub-bacia w . O T é o intervalo de

tempo do modelo, que neste estudo é de 30 anos (tempo médio de vida de uma estação de tratamento). O r é a taxa de desconto anual de mercado usada para calcular o valor presente líquido, que neste estudo é 5, valor padrão oferecido pelo modelo. A figura 5 apresenta um fluxograma detalhando o funcionamento do modelo.

Para estimar o custo anual de tratamento foi considerado o valor praticado pela concessionária local (Companhia Riograndense de Saneamento - CORSAN) para o tratamento de esgoto, na categoria residencial básico que é de R\$5,25/m³ (CORSAN, 2022). As concentrações de nutrientes no esgoto variam de 20 a 85mg/l (NTK) e de 04 a 15 mg/l (PT), o que corresponde a 0,02 kg/m³ e 0,085 kg/m³ e 0,004 kg/m³ e 0,015 kg/m³, respectivamente (Metcalf e Eddy, 1991). Diante disso, o custo comercial de remoção de nutrientes varia, então, entre R\$ 61,76 e R\$ 262,50/kg para NTK e de R\$ 350 a 1.312,50 para PT.

RESULTADOS

Produção de água no estuário da Lagoa dos Patos

O ELP demonstrou um relevante potencial de produção de água. A porção da bacia hidrográfica Mirim-São Gonçalo no ELP apresentou a maior média anual de produção de água, com 2.147.483.647 mm/ano (Figura 6A).

Nos resultados em nível de sub-bacias, é possível observar a variabilidade do potencial de produção de água (Figura 6B). Sub-bacias como a do Arroio Moreira (cód. 139), Arroio Pelotas (cód. 73) e aquelas às margens da Lagoa Mirim e do início do Canal São Gonçalo (cód. 61 e 03) apresentaram produção de água alta ou muito alta, com médias anuais que variaram de 109.489.096 mm a 197.044.208 mm. A sub-bacias cód. 78, inserida na bacia do Litoral Médio, foi a que demonstrou maior potencial de produção de água, com 317.585.056 mm/ano. As sub-bacias com as menores médias anuais de produção de água estão localizadas na margem esquerda do ELP.

A imagem em nível de *pixel* (Figura 6C) apresenta valores de produção média de água que variam em um intervalo entre 0 e 1.113,23 mm/ano. Os pixels com alta produção de água estão uniformemente distribuídos em toda a extensão do ELP, principalmente na porção mais ao norte no limite entre as bacias Mirim-São Gonçalo e do Camaquã. Já as menores taxas estão localizadas

em pequenas áreas ao sul do município de Rio Grande.

Retenção de nutrientes no estuário da Lagoa dos Patos

Nitrogênio Total - NPK

Os resultados demonstraram que o carregamento superficial de NTK para área total do ELP é de 12.713.186,68 kg/ano, a exportação de 2.096.160,95 kg/ano e a retenção de 10.617.025,73 kg/ano, o que representa uma taxa de exportação de 16,5% e retenção de 83,5% (Tabela MS1 – Material Suplementar). As áreas que mais contribuem para a exportação de nutrientes estão localizadas principalmente na área central do município de Rio Grande e ao norte do município de Pelotas, com valores máximos de contribuição de 2.65 kg/pixel (figura 7 A).

A Figura 8 apresenta os resultados em nível de sub-bacia. As sub-bacias com maior contribuição de NTK são a do Arroio Pelotas (Cod.73), aquelas às margens da Lagoa Mirim (Cód. 61) e do início do canal São Gonçalo (Cód. 03), como também uma sub-bacia pertencente à bacia do litoral médio, na margem direita da Lagoa do Patos, com carregamento superficial que varia de 945.422,49 kg/ano a 1.042.374,42 kg/ano. A exportação dessas bacias varia entre 139.457 kg/ano e 164.167 kg/ano, o que representa uma taxa de exportação de 14,4% a 17,3% e, consequentemente, uma retenção de 82,7% a 85,6%.

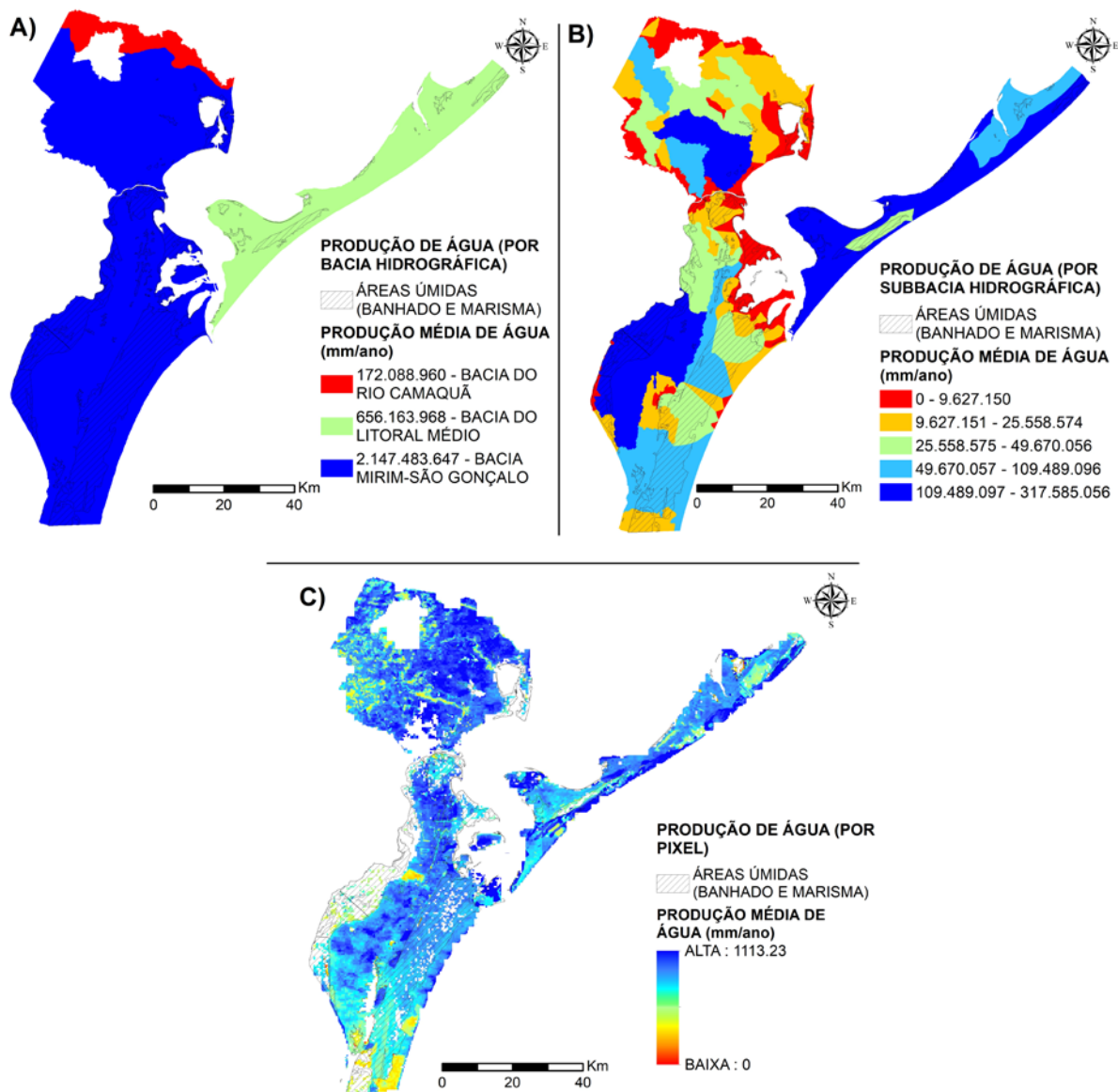


Figura 6. Produção média anual de água, milímetros, em nível de bacia hidrográfica (A), sub-bacia hidrográfica (B), pixel (C) e sistema ambiental (D).

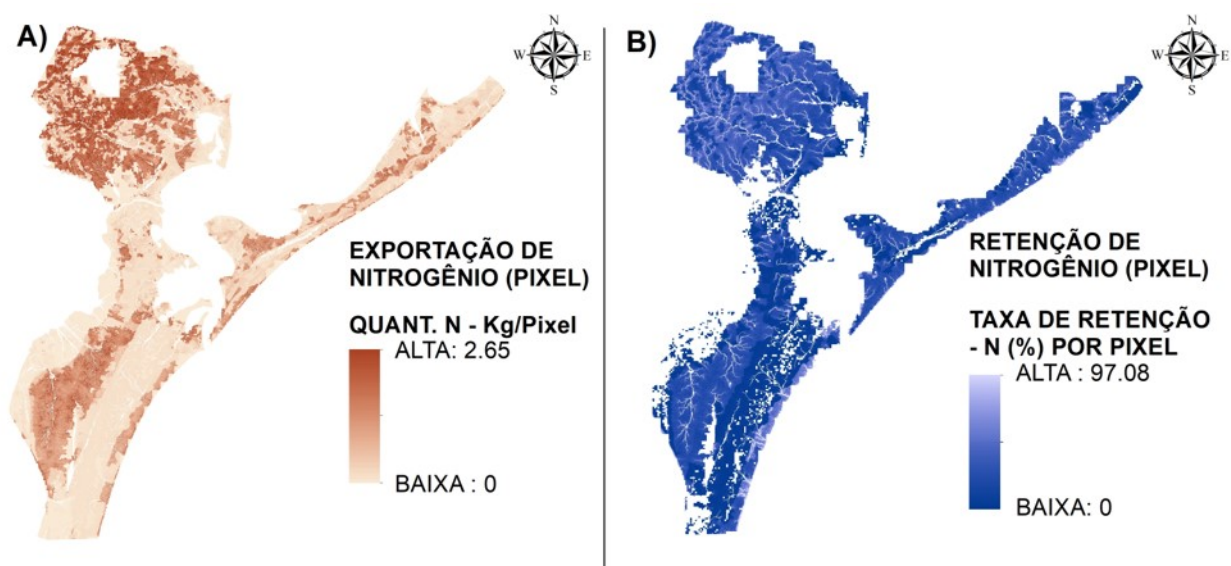


Figura 7. Exportação anual de NTK em kg/pixel (A) e Percentual anual retido de NTK %/pixel (B)

Estas sub-bacias foram, proporcionalmente, as que mais retiveram NTK em kg. As bacias que menos exportaram NTK estão localizadas na margem esquerda da Lagoa dos Patos. Consequen-

temente, tais bacias apresentaram uma elevado percentual de retenção, acima de 90%, porém, com valores absolutos em kg, baixos. A figura 8 apresenta os resultados a nível de sub-bacia.

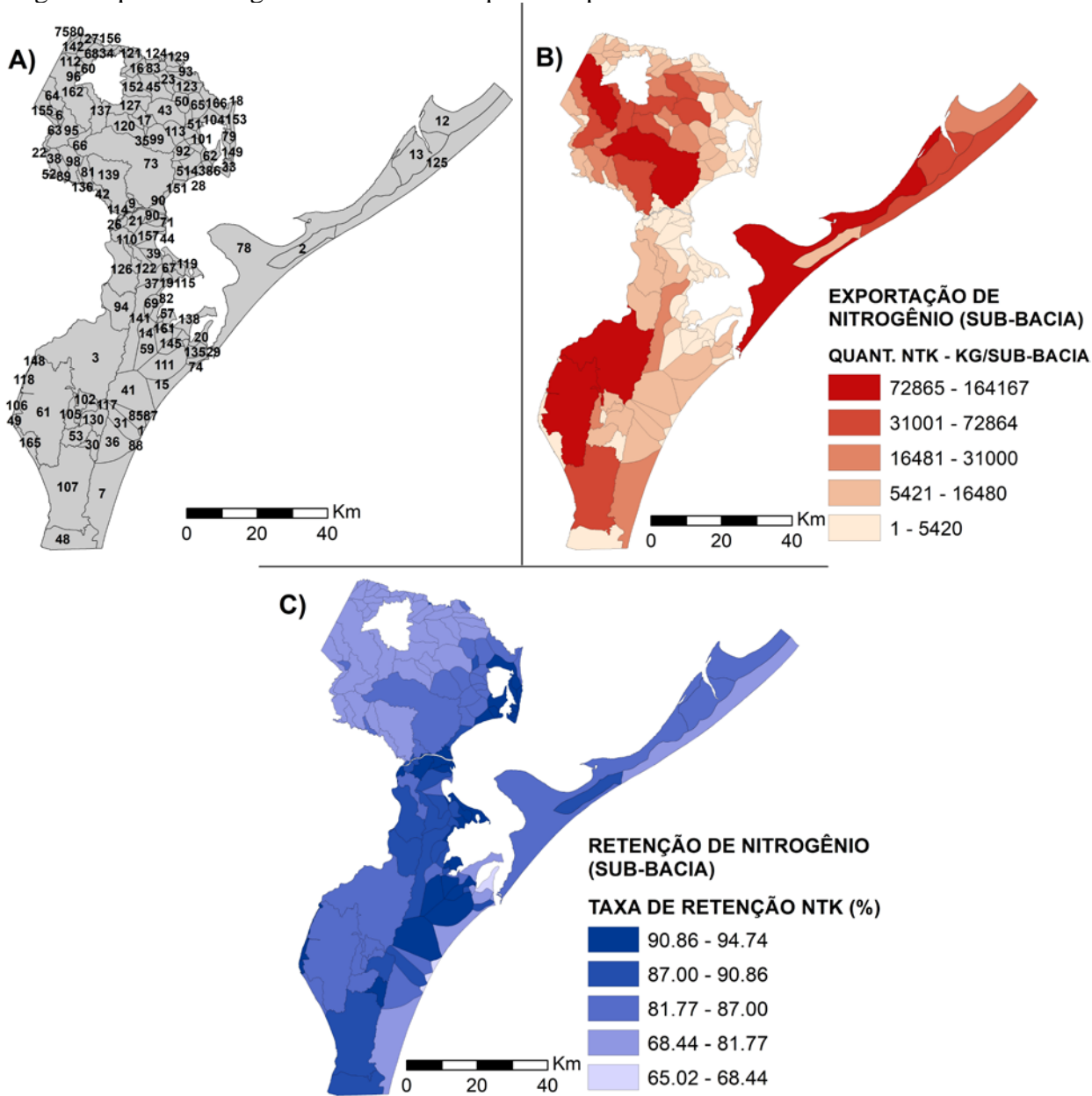


Figura 8. Sub-bacias ELP (A), Exportação anual de NTK em kg/sub-bacia (B) e percentual anual retido de NTK %/sub-bacia (C)

Em nível de sistema ambiental (Figura 9), a maior contribuição está associada à atividade agrícola, com uma exportação de NTK de 16.944.627,88 kg/ano, seguida por praias e dunas, com 135.636,02 kg/ano e campos-pecuária, com 125.580,17 kg/ano, com taxas de retenção de 82,8%, 76,5% e 85,8%, respectivamente, que somadas correspondem a 9.367.455,53 kg/ano. Em contrapartida, os sistemas que menos contribuem com a exportação de NTK foram marisma (2.375,35 kg/ano) e florestal (4.639,95 kg/ano), com taxas de retenção de 93,4% e 89,3%, respectivamente.

Vale destacar, também, o resultado do sistema banhado nesta análise. Seu carregamento superficial anual de NTK é de 829.025,44 kg/ano, dos quais apenas 52.004,41 kg/ano foi exportado, atingindo o corpo hídrico, com uma taxa de retenção de 93,7% que representa 777.021,03 kg/ano em valores absolutos. Assim, os banhados possuem o maior percentual de retenção na análise do conjunto de sistemas ambientais do ELP. O resultado de todos os parâmetros para todos os sistemas ambientais pode ser observado na Tabela 4.

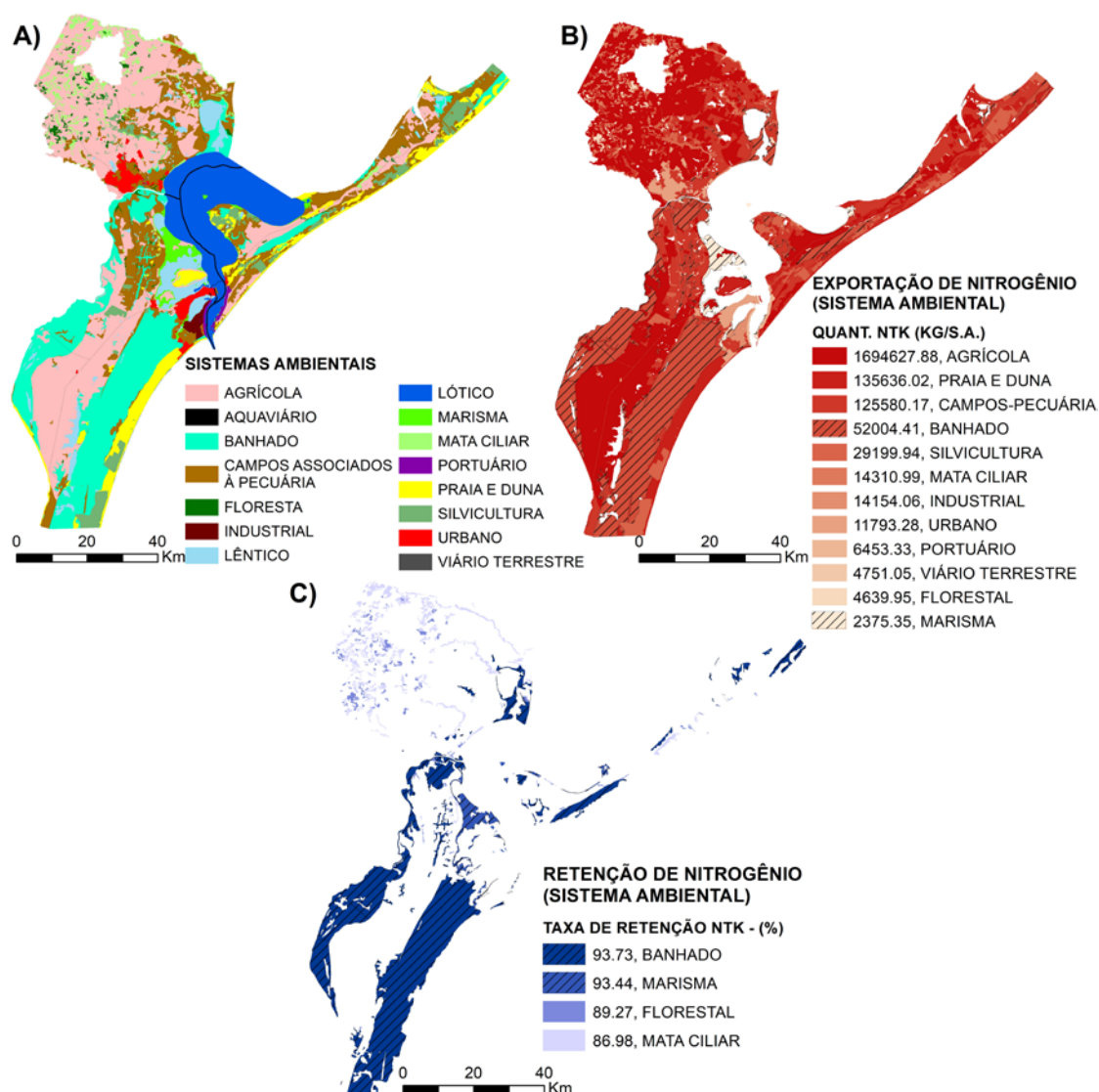


Figura 9: Sistemas Ambientais – S.A.(A), Exportação anual de NTK, em kg/S.A. (B) e Percentual anual retido de N/S.A. (C)

Tabela 4. Dados de carregamento, exportação e retenção de NTK, em kg/ano e %/ano, por sistema ambiental do ELP.

Sistema Ambiental	Área Ocupada (ha)	Kg/ano				%/ano	
		Carregamento Superficial (NTK)	Exportação (NTK)	Retenção (NTK)	Retenção (NTK) por ha	Exportação (NTK)	Retenção (NTK)
Agrícola	200.764,39	9.861.066,42	1.694.627,88	8.166.438,54	40,68	17,19	82,81
Banhado	119.596,70	829.025,45	52.004,41	777.021,04	6,50	6,27	93,73
Campos-Pecuária	105.639,75	885.475,52	125.580,17	759.895,35	7,19	14,18	85,82
Florestal	6.575,69	43.261,96	4.639,95	38.622,01	5,87	10,73	89,27
Industrial	2.815,26	56.919,20	14.154,06	-	-	24,87	-
Marisma	8.589,40	36.217,48	2.375,35	33.842,13	3,94	6,56	93,44
Mata Ciliar	17.625,67	109.919,18	14.310,99	95.608,20	5,42	13,02	86,98
Portuário	1.898,32	23.069,79	6.453,34	-	-	27,97	-
Praia e Duna	38.115,41	576.757,66	135.636,02	441.121,64	11,57	23,52	76,48
Silvicultura	27.400,04	191.462,86	29.199,94	162.262,91	5,92	15,25	84,75
Urbano	11.524,19	63.697,04	11.793,28	-	-	18,51	-
Viário Terrestre	1.160,50	32.389,49	4.751,06	-	-	14,67	-

Fósforo Total - PT

Os resultados demonstraram que o carregamento superficial de PT para área total do ELP foi de 4.204.006,78 kg/ano, a exportação de 702.325,50 kg/ano e a retenção de 3.501.681,27 kg/ano, o que representa uma taxa de exportação

de 16,7% e retenção de 83,3% (Tabela MS1 – Material Suplementar). A distribuição espacial das fontes de nutrientes é semelhante a do NTK, no entanto com valores máximos inferiores, atingindo uma exportação máxima de 0,91 kg/pixel (Figura 10).

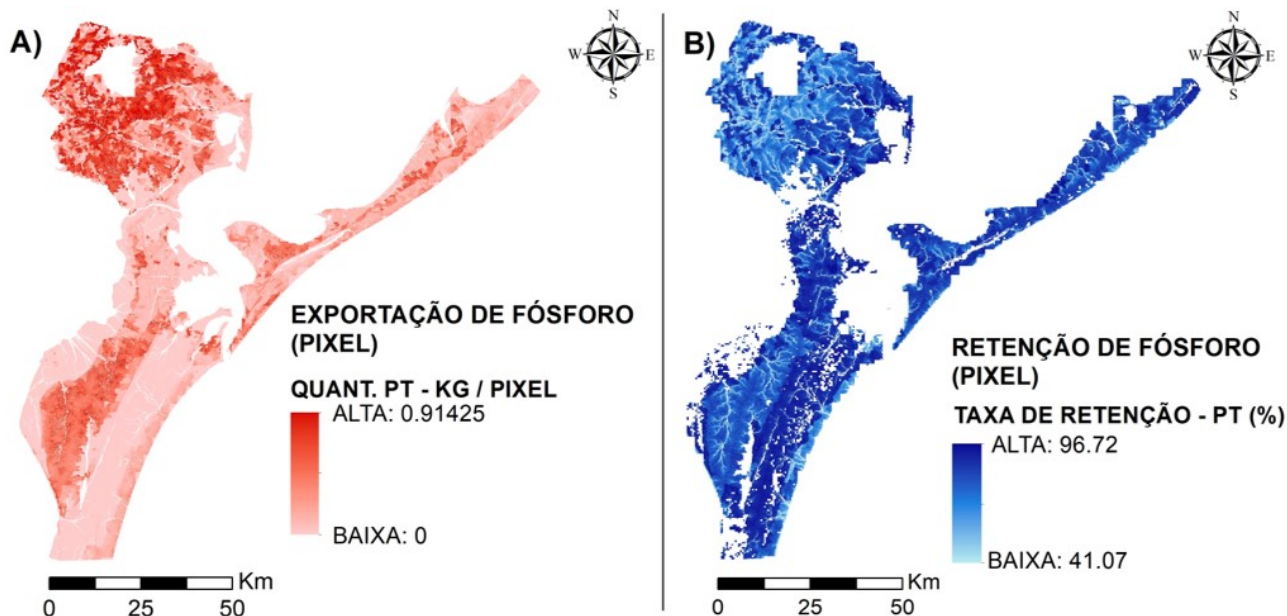


Figura 10. Mapas de exportação anual de PT em kg/pixel (A) e Percentual anual retido de PT %/pixel (B)

O resultado em nível de sub-bacia está apresentado na Figura 11. As sub-bacias com maior contribuição de PT também são as mesmas da análise do NTK, diferenciadas apenas pelos valores de carga, exportação e retenção. As sub-bacias já mencionadas possuem um carregamento superficial que varia de 316.321 kg/ano a 380.383 kg/ano. A exportação dessas bacias varia entre 49.128 kg/ano e 56.618 kg/ano, o que representa uma taxa de exportação de 14,3% a 16,7% e consequentemente uma retenção de 83,3% - 84,5%. Estas sub-bacias foram, proporcionalmente, as que mais retiveram NTK em kg. As bacias que menos exportaram PT estão localizadas na margem esquerda da Lagoa dos Patos. Consequentemente, tais bacias apresentaram uma elevado percentual de retenção, que podem chegar a 92%, porém, com valores absolutos em kg, baixos. O resultado a nível de sub-bacia está apresentando na figura 11.

Em nível de sistema ambiental (figura 12) o panorama não se repete completamente. Apesar do sistema Agrícola seguir sendo aquele que mais contribui com nutrientes, com uma exportação de PT de 571.827,90 kg/ano, agora o sistema Campos-Pecuária aparece em segundo lugar com exportação de 55.370,27 kg/ano e em terceiro o sistema Silvicultura, com 29.549,59

kg/ano. Suas taxas de retenção são de 82,5%, 87,6% e 86%, respectivamente, o que representa em valores absolutos 3.272.328,92 kg/ano. Os sistemas que menos contribuíram com a exportação de PT foram marisma (211,38 kg/ano) e mata ciliar (1.116,69 kg/ano), com taxas de retenção de 89,8% e 89,1%, respectivamente.

Novamente, o sistema banhado apresenta a maior taxa de retenção no conjunto de dados analisados, tendo retido 90,5% da carga superficial de PT (41.673,81 kg/ano). O resultado de todos os parâmetros para todos os sistemas ambientais pode ser observado na Tabela 5.

Estatística descritiva

A Tabela 6 apresenta os parâmetros estatísticos descritivos básicos dos dados de nitrogênio e fósforo para os sistemas ambientais naturais (banhado, marisma, floresta e mata ciliar). Os parâmetros analisados foram carga superficial, exportação e retenção (tabela 6).

Para NTK, os quatro sistemas ambientais apresentaram pouca variação de valores, conforme demonstra o desvio padrão, com valores abaixo de 1. Apesar de apresentar alguns valores atípicos muito altos, como no parâmetro de carga de superfície (6,59 kg), a frequência dos valores está concentrada entre valores similares à média e mediana.

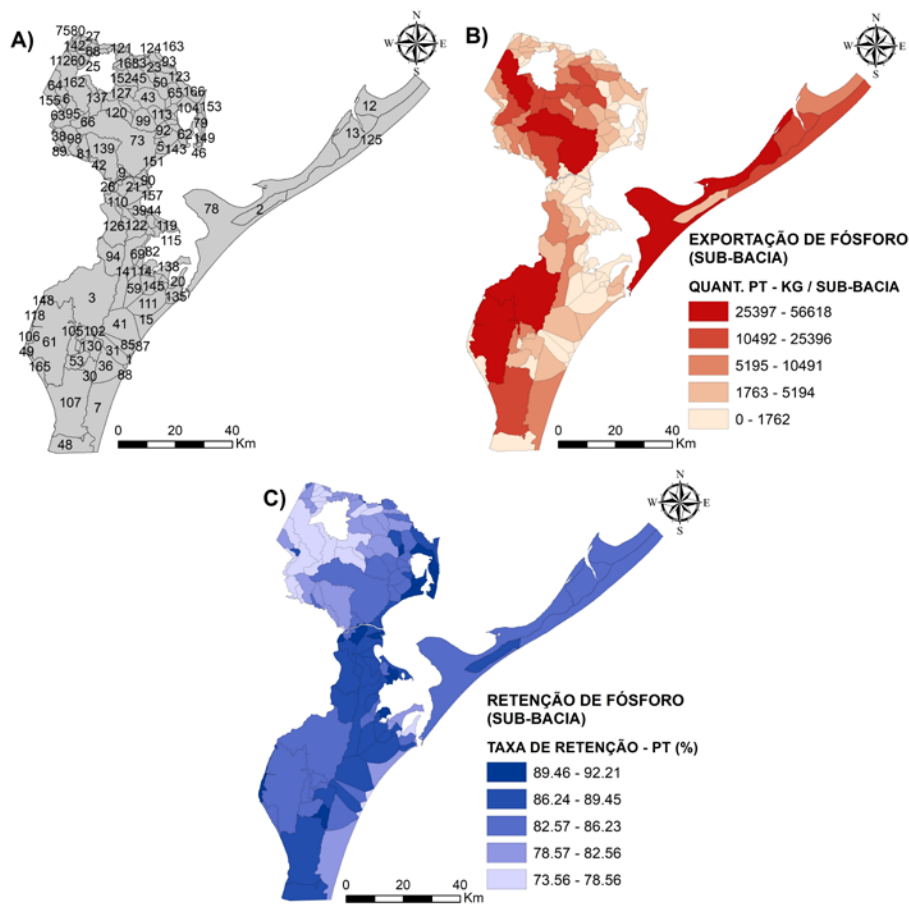


Figure 11. Mapas de Sub-bacias ELP (A), exportação anual de NTK em kg/sub-bacia (B) e percentual anual retido de NTK %/sub-bacia (C)

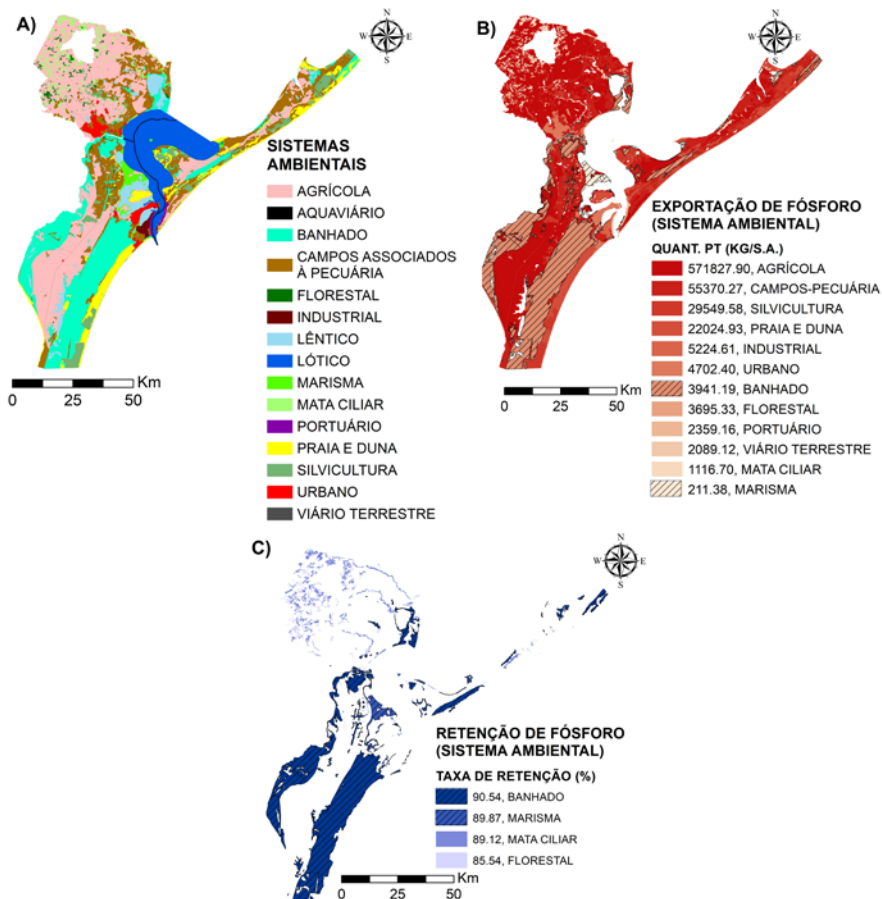


Figura 12. Mapas de Sistemas Ambientais- S.A. (A), Exportação anual de PT, em kg/S.A. (B) e Percentual anual retido de PT/S.A. (C)

Tabela 5. carregamento, exportação e retenção de PT, em kg/ano e %/ano, por sistema ambiental do ELP.

Sistema Ambiental	Área Ocupada (ha)	kg/ano				%ano	
		Carregamento Superficial (PT)	Exportação (PT)	Retenção (PT)	Retenção (PT) por ha	Exportação (PT)	Retenção (PT)
Agrícola	200.764,39	3.270.094,83	571.827,90	2.698.266,93	13,44	17,49	82,51
Banhado	119.596,70	41.673,81	3.941,19	37.732,62	0,32	9,46	90,54
Campos-Pecuária	105.639,75	446.980,20	55.370,27	391.609,93	3,71	12,39	87,61
Florestal	6.575,69	25.551,16	3.695,33	21.855,83	3,32	14,46	85,54
Industrial	2.815,26	25.713,06	5.224,61	-	-	20,32	-
Marisma	8.589,40	2.086,24	211,38	1.874,85	0,22	10,13	89,87
Mata Ciliar	17.625,67	10.264,44	1.116,69	9.147,75	0,52	10,88	89,12
Portuário	1.898,32	10.379,46	2.359,16	-	-	22,73	-
Praia e Duna	38.115,41	114.779,56	22.024,94	92.754,63	2,43	19,19	80,81
Silvicultura	27.400,04	212.001,64	29.549,59	182.452,06	6,66	13,94	86,06
Urbano	11.524,19	28.713,02	4.702,40	-	-	16,38	-
Viário Terrestre	1.160,50	14.458,08	2.089,12	-	-	14,45	-

Tabela 6. Estatística descritiva – modelo NDR

NITROGÊNIO TOTAL – NTK (kg)													
Sistema Ambiental	Parâmetro	Contagem	Soma	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo	Intervalo	Minoria	Maioria	Variedade	Variancia
Banhado	Exportação	1230561,00	52004,41	0,04	0,05	0,04	0,00	1,84	1,84	0,00	0,00	772271,00	0,00
	Retenção	796364,00	53359,76	0,07	0,06	0,02	0,03	0,62	0,59	0,03	0,09	754062,00	0,00
	Carga Superficial	1328430,00	829025,45	0,62	0,86	0,49	0,00	6,50	6,50	0,00	0,00	6810,00	0,24
Florestal	Exportação	72473,00	4639,95	0,06	0,05	0,09	0,00	1,83	1,83	0,01	0,00	65076,00	0,01
	Retenção	65121,00	6820,12	0,10	0,10	0,05	0,03	1,05	1,02	0,03	0,06	64962,00	0,00
	Carga Superficial	73028,00	43261,96	0,59	0,56	0,51	0,00	6,15	6,15	0,36	0,00	1635,00	0,26
Mata Ciliar	Exportação	183843,00	14310,99	0,08	0,07	0,10	0,00	2,21	2,21	0,00	0,00	158511,00	0,01
	Retenção	159200,00	21619,45	0,14	0,13	0,05	0,03	0,76	0,72	0,03	0,22	158028,00	0,00
	Carga Superficial	195744,00	109919,18	0,56	0,56	0,53	0,00	6,59	6,59	0,00	0,00	3551,00	0,28
Marisma	Exportação	82097,00	2375,35	0,03	0,00	0,04	0,00	1,63	1,63	0,00	0,00	34620,00	0,00
	Retenção	34626,00	2341,72	0,07	0,06	0,02	0,03	0,60	0,56	0,03	0,06	34529,00	0,00
	Carga Superficial	95400,00	36217,48	0,38	0,00	0,51	0,00	5,75	5,75	0,00	0,00	446,00	0,26
FÓSFORO TOTAL – PT (kg)													
Banhado	Exportação	1230561,00	13087,15	0,01	0,01	0,01	0,00	1,11	1,11	0,00	0,00	772628,00	0,00
	Retenção	796120,00	79834,14	0,10	0,10	0,03	0,03	0,48	0,45	0,03	0,14	756903,00	0,00
	Carga Superficial	1328430,00	41673,81	0,03	0,04	0,04	0,00	2,15	2,15	0,02	0,00	6725,00	0,00
Florestal	Exportação	72473,00	11697,83	0,16	0,15	0,10	0,00	1,22	1,22	0,01	0,00	65046,00	0,01
	Retenção	65121,00	9467,82	0,15	0,15	0,04	0,04	0,42	0,38	0,04	0,08	64868,00	0,00
	Carga Superficial	73028,00	25551,16	0,35	0,35	0,19	0,00	2,04	2,04	0,02	0,00	1643,00	0,04
Mata Ciliar	Exportação	183843,00	4820,97	0,03	0,02	0,09	0,00	1,47	1,47	0,00	0,00	158279,00	0,01
	Retenção	159205,00	16177,24	0,10	0,10	0,03	0,03	0,43	0,40	0,03	0,09	157617,00	0,00
	Carga Superficial	195744,00	10264,44	0,05	0,03	0,18	0,00	2,18	2,18	0,02	0,00	3511,00	0,03
Marisma	Exportação	82097,00	689,39	0,01	0,00	0,03	0,00	1,12	1,12	0,01	0,00	34598,00	0,00
	Retenção	34600,00	3498,44	0,10	0,10	0,02	0,05	0,47	0,41	0,05	0,08	34505,00	0,00
	Carga Superficial	95400,00	2086,24	0,02	0,00	0,07	0,00	1,91	1,91	0,04	0,00	435,00	0,01

Para retenção de PT, nos quatro sistemas ambientais, existe pouca variação dos valores, com um desvio padrão baixo, associado à mediana e média, valores máximos e valores de frequência próximos a zero, sem valores atípicos em sua distribuição, demonstrando uma uniformidade dos dados.

Já para exportação de PT, há valores atípicos em todos os sistemas ambientais analisados, em sua maioria próximos a 1, mas também próximos a 2 no sistema de mata ciliar. No entanto, sua frequência de valores é majoritariamente de valores similares à média e mediana. Em carga superficial de PT, um número maior de valores atípicos foi identificado, chegando próximos a 2, no entanto, a frequência e desvio padrão estão próximos à média e mediana.

Desta forma, os valores atípicos mais acentuados estão dispostos nos dados de nitrogênio,

em carga de superfície, assim sendo a distribuição de fósforo é mais uniforme que a de nitrogênio.

Valoração econômica do serviço de purificação da água no Estuário da Lagoa dos Patos

Considerando a área total do ELP, o Valor de Economia Gerada - VDEG varia entre R\$ 10.453.580.309,00 e R\$ 44.898.984.070,79 para NTK e R\$ 19.782.310.509,00 e R\$ 74.155.403.012,48 para PT, levando em conta o custo comercial mínimo e máximo de remoção dos referidos nutrientes. Estes valores correspondem ao acumulado de 30 anos. A porção da bacia hidrográfica Mirim-São Gonçalo inserida no ELP possui o maior potencial de valoração econômica, com VDEG's que chegaram até R\$ 35.471.670.255,41 e R\$ 56.739.513.734,18, para NTK e PT, respectivamente (Tabela 7).

Tabela 7. Valor de economia gerada – VDEG, por bacia hidrográfica.

Bacia Hidrográfica	Valoração (R\$/30anos)			
	VDEG - Custo Mínimo (NTK - R\$ 61,76/kg e PT - R\$ 350/kg)		VDEG - Custo Máximo (NTK - R\$ 262,50/kg e PT -1.312,50/kg)	
	PT	NTK	PT	NTK
Camaquã	R\$ 1.440.540.716,00	R\$ 749.705.759,00	R\$ 5.399.969.726,30	R\$ 3.220.047.703,38
Litoral Médio	R\$ 3.205.466.304,00	R\$ 1.445.203.176,00	R\$ 12.015.919.552,00	R\$ 6.207.266.112,00
Mirim-São Gonçalo	R\$ 15.136.303.489,00	R\$ 8.258.671.374,00	R\$ 56.739.513.734,18	R\$ 35.471.670.255,41
Total	R\$ 19.782.310.509,00	R\$ 10.453.580.309,00	R\$ 74.155.403.012,48	R\$ 44.898.984.070,79

O ELP possui aproximadamente 166 sub-bacias hidrográficas, divididas entre as 3 bacias principais acima mencionadas. As sub-bacias que apresentaram maior retenção, em kg, são consequentemente, as sub-bacias que demonstraram o maior potencial de valoração econômica. Considerando o custo máximo de remoção de nutrientes, a sub-bacia “61 – Margem Mirim”, por exemplo, apresentou a maior valoração para a retenção NTK, com um VDEG de R\$ 3.772.007.424,00 (Tabela 8). Já para a retenção de PT, a sub-bacia “78 – Margem L. Patos” apresentou um VDEG de R\$ 6.901.285.888,00, sendo o maior no conjunto de sub-bacias analisadas. A Tabela 8 apresenta um fragmento da tabela de valoração do serviço ecossistêmico de retenção de nutrientes, na escala de sub-bacia, com as bacias que apresentaram os maiores e os menores VDEG, considerando os custos mínimo e máximo. A tabela com os dados completos de todas as sub-bacias encontra-se no material suplementar (Tabela MS1 – Apêndice B).

A análise da valoração econômica em nível de

sistema ambiental (Tabela 9) foi feita de forma distinta. Foi realizado apenas o cálculo anual, baseado nos custos comerciais mínimos e máximos, por kg, para a remoção dos nutrientes alvo deste estudo. Além disso, o cálculo desconsiderou sistemas ambientais antrópicos (agrícola, campos-pecuária, silvicultura, industrial, portuário e urbano), tendo em vista sua característica antropogênica de aporte de nutrientes. Foram desconsiderados também os sistemas aquáticos (lótico, lântico e aquaviário), pois o modelo tem a premissa de avaliar o serviço de retenção de nutrientes, antes da carga atingir o corpo hídrico.

No sistema de banhados, considerando o custo mínimo anual para remoção de NTK, o VDEG é de R\$ 47.400.000,00 (R\$ 396,33 por hectare). Já a de PT, o VDEG é de R\$ 13.210.000,00 (R\$ 110,45 por hectare). Ao calcular, considerando o custo máximo anual de remoção, o VDEG para NTK chega a R\$ 203.968.022,23 (R\$ 1.705,47 por hectare) e de PT a R\$ 49.524.063,10 (R\$ 414,09 por hectare).

Tabela 8. Valor de economia gerada – VDEG, por sub-bacia hidrográfica.

Bacia Hidrográfica	Sub-bacia Hidrográfica (ID)	Valoração (R\$/30anos)			
		VDEG - Custo Mínimo (NTK - R\$ 61,76/kg e PT - R\$ 350/kg)		VDEG - Custo Máximo (NTK - R\$ 262,50/kg e PT - R\$ 1.312,50/kg)	
		PT	NTK	PT	NTK
Litoral Médio	78 – Margem L. Patos	R\$ 1.841.044.224,00	R\$ 844.124.544,00	R\$ 6.901.285.888,00	R\$ 3.625.584.128,00
Mirim-São Gonçalo	61 – Margem Mirim	R\$ 1.599.310.336,00	R\$ 878.215.488,00	R\$ 5.995.128.832,00	R\$ 3.772.007.424,00
Mirim-São Gonçalo	73 – Arroio Pelotas	R\$ 1.594.833.792,00	R\$ 769.227.968,00	R\$ 5.978.348.032,00	R\$ 3.303.897.088,00
Mirim-São Gonçalo	3 – Margem S. Gonçalo	R\$ 1.509.476.608,00	R\$ 803.396.736,00	R\$ 5.658.380.800,00	R\$ 3.450.654.720,00

Camaquã	146	R\$ 33.950,00	R\$ 40.327,00	R\$ 127.262,30	R\$ 173.209,38
Mirim-São Gonçalo	118	R\$ 12.596,00	R\$ 46.525,00	R\$ 47.218,29	R\$ 199.830,17
Mirim-São Gonçalo	144	R\$ 10.641,00	R\$ 19.483,00	R\$ 39.888,35	R\$ 83.681,59
Mirim-São Gonçalo	72	R\$ 785,00	R\$ 2.932,00	R\$ 2.941,65	R\$ 12.592,02

Tabela 9. Valor de economia gerada – VDEG, por sistema ambiental

Sistema Ambiental	Área Ocupada (ha)	Valoração (R\$/ano)							
		VDEG - Custo Mínimo (NTK - R\$ 61,76/kg e PT - R\$ 350/kg)				VDEG - Custo Máximo (NTK - R\$ 262,50/kg e PT - R\$ 1.312,50/kg)			
		NTK	PT	NTK/ha	PT/ha	NTK	PT	NTK/ha	PT/ha
Banhado	119.596,70	47.400.000,00	13.210.000,00	396,33	110,45	203.968.022,03	49.524.063,10	1.705,47	414,09
Florestal	6.575,69	2.356.000,00	7.650.000,00	358,29	1.163,38	10.138.277,20	28.685.771,57	1.541,78	4.362,40
Marisma	8.589,40	2.064.000,00	656.200,00	240,30	76,40	8.883.559,03	2.460.746,81	1.034,25	286,49
Mata Ciliar	17.625,67	5.832.000,00	3.202.000,00	330,88	181,67	25.097.151,36	12.006.420,83	1.423,90	681,19

O VDEG a partir do sistema de marismas para NTK foi de R\$ 2.064.000,00 (R\$ 240,30 por hectare) e, para PT, de R\$ 656.200,00 (R\$ 76,40 por hectare), considerando o custo mínimo. Ao considerar o custo máximo, o VDEG é de R\$ 8.883.559,03 (R\$ 1.034,25 por hectare), para NTK e de R\$ 2.460.746,81 (R\$ 286,49 por hectare) para PT.

O sistema florestal também compôs a análise e apresentou um VDEG para NTK que variou de R\$ 2.356.000,00 a R\$ 10.138.277,20, e para PT, uma variação de R\$ 7.650.000,00 a R\$

28.685.771,57, considerando os custos mínimos e máximos. Os valores por hectare foram o de maior destaque na análise, com VDEG's máximos que chegaram a R\$ 1.541,78 (NTK) e R\$ 4.362,40 (PT).

Por fim, temos o sistema de mata ciliar, cujo VDEG para NTK variou de R\$ 5.832.000,00 a R\$ 25.097.151,36. Para PT, o VDEG variou de R\$ 3.202.000,00 a R\$ 12.006.420,83. Este sistema também obteve valores significativos a nível de hectare, com VDEG's máximos de R\$ 1.423,90 (NTK) e R\$ 681,19 (PT).

DISCUSSÃO

Diversos estudos foram conduzidos ao redor do mundo afim de quantificar o SE purificação da água e o seu valor econômico associado (BADAMFIROOZ; MOUSAZADEH; SARKHEIL, 2021; JANSOON; FOLKE; LANGAAS, 1998; JOHNSTON, 1991; MERETA et al., 2020). A nossa análise buscou avaliar a capacidade de retenção de nutrientes por áreas úmidas (banhados e marismas) no sul do Brasil e o valor monetário associado a esse serviço ecossistêmico. Para isso foram utilizados modelos espacialmente explícitos que calcularam o escoamento superficial de

água, a quantidade de nutrientes exportada para o corpo d'água, a quantidade retida pelos sistemas ambientais e o valor econômico. Este estudo é um dos primeiros conduzidos na região sul do Brasil, uma região com um extenso capital natural e com áreas úmidas de grande valor ecológico devido ao seu nível de preservação que, inclusive, são parte do acordo de preservação firmado na convenção de Ramsar.

Ao analisar os resultados, percebe-se que existe uma relação diretamente proporcional entre a quantidade de carga de nutrientes de um

determinado sistema ambiental e o fluxo/ utilização do serviço ecossistêmico de retenção de nutrientes. Foi observado que sistemas como o agrícola e campos-pecuária, apresentaram valores absolutos de retenção muito superiores aos das áreas úmidas, ou outros sistemas naturais como florestas, por exemplo. Hou et al. (2020) explicam que a intensidade de carregamento de nutrientes é maior em atividades agrícolas, pois trata-se de uma atividade que aplica manejo químico do solo (fertilização), o que confere cargas de nutrientes mais elevadas, logo, uma maior exportação, o que aumenta a sua demanda pelo SE de retenção: fato este comprovado também por Mereta et al. (2020) em outro estudo. Isso leva a crer que a retenção de nutrientes é determinada mais fortemente pela demanda pelo SE do que pelo potencial de retenção do ecossistema em si (Hou et al., 2020).

Neste sentido, entendemos que o padrão de distribuição espacial da paisagem numa bacia hidrográfica tem maior influência no SE de retenção de nutrientes que a natureza do ecossistema. Observando os resultados em nível de sub-bacias, é possível entender esta afirmação, pois as sub-bacias 61 e 03, que estão entre as de maior capacidade de retenção, possuem uma forte atividade agrícola e de pecuária à montante. No entanto, possuem também grandes extensões de banhados à jusante, e essa distribuição espacial dos sistemas ambientais lhes conferiu as maiores retenções em valores absolutos (kg). Vale destacar também que Steinke & Saito (2008) apresentaram a região do início do Canal São Gonçalo como uma região de alto risco de degradação devido à sua grande carga e exportação de nutrientes.

Apesar da agricultura apresentar uma retenção maior, em números absolutos, isto, obviamente, não justifica a substituição de áreas de vegetação natural por atividade agrícola, como compensação pela perda de serviços ecossistêmicos, pois impli-

caria em um maior aporte e exportação de nutrientes, gerando mais riscos aos sistemas naturais. Segundo Leh et al. (2013), diversos estudos sobre o tema já documentaram o declínio da qualidade da água como resultado do aumento de áreas agrícolas.

No presente estudo, a valoração econômica do SE de retenção de nutrientes utilizou uma abordagem baseada em custo evitado no tratamento de esgoto para remoção de nutrientes. La Notte et al. (2012) explica que a lógica subjacente a uma abordagem de avaliação baseada em custos é amplamente conhecida e parte da premissa que ao remover, ainda que parcialmente, as descargas de nutrientes decorrentes das atividades humanas, os ecossistemas fornecem um serviço ecossistêmico de valor inestimável, prevenindo a degradação do ecossistema, o que, por sua vez, afetaria negativamente a saúde humana e as condições de vida.

Uma das vantagens de método utilizado no presente estudo é a objetividade trazida nos seus resultados, pois se baseiam em valores reais praticados pela concessionária local de saneamento no ELP e consideram também o tempo de vida médio das estações de tratamento para a determinação do valor líquido presente. Esta clareza na aquisição dos dados de entrada permite que os resultados possam servir de base para a construção de uma estrutura de valoração econômica em termos de compensação por remoção dos ecossistemas em questão.

Apesar da valoração econômica ter sido realizada separadamente para NTK e para PT, o serviço ecossistêmico de retenção de nutrientes ocorre simultaneamente (uma vez que a função ecológica é a mesma). Diante disso, em termos de uso enquanto política pública de compensação por supressão da vegetação, este estudo recomenda o uso do maior VDEG entre o PT e NTK. A Tabela 10 apresenta os dados de VDEG máximo para os sistemas naturais analisados.

Tabela 10. VDEG recomendados para compensação por supressão da vegetação

Valor de Economia Gerada - VDEG	
Sistema Ambiental	VDEG/hectare (NTK e PT)
Banhado	R\$ 1.705,47
Florestal	R\$ 4.362,40
Marisma	R\$ 1.034,25
Mata Ciliar	R\$ 1.423,90

Vale a salientar que este estudo contabilizou apenas um serviço (retenção de nutrientes), no entanto, a qualidade da água gerada por esse serviço

influencia em muitas outras atividades e SE que não somente a disponibilidade de água limpa para beber, mas também, irrigação, recreação, pesca ou

simplesmente a percepção estética, que também tem seu próprio valor econômico associado. Portanto, isso deve ser mantido em mente ao comparar valores monetários resultantes de diferentes técnicas de avaliação (LA NOTTE et al., 2012), e também que os resultados aqui apresentados ainda são uma subestimativa, uma vez que não avalia a totalidade dos serviços oferecidos.

Os modelos utilizados neste artigo possuem algumas limitações metodológicas. Os modelos da ferramenta InVEST proporcionam ao usuário avaliar de forma simplificada os sistemas ambientais e suas funções ecológicas, que em geral, são processos bastante complexos. A qualidade do conjunto de dados de entrada de um modelo geoespacial vai definir a coerência dos seus resultados e diante disso, a aquisição desses dados deve ocorrer de forma muito criteriosa. A pri-

meira limitação reside justamente na dificuldade de aquisição de dados de qualidade. A resolução dos dados geoespaciais foi uma das limitações, pois a disponibilidade de dados em resolução espacial adequada ao estudo (30 m) era escassa. Dados como o de evapotranspiração e precipitação precisaram ser reamostrados devido à sua baixa resolução espacial. Além disso, os resultados são intensamente afetados pelas informações biofísicas associadas às classes de uso da terra (ou sistemas ambientais). No entanto, não existem muitos bancos de dados capazes de prover informações precisas, com caráter tão específico como carga superficial de nutrientes por classe de uso, ou a profundidade das raízes de classes de uso vegetadas. Para diminuir a incerteza desses dados, foram utilizados estudos de áreas com características similares ao ELP.

CONCLUSÕES

Analisar e discutir os resultados do presente estudo nos levou às seguintes conclusões:

1. A relação entre a contribuição de carga superficial e a exportação de nutrientes é o que determina o fluxo do serviço ecossistêmico de retenção. Por isso é importante entender que os modelos geoespaciais operados neste estudo realizam um diagnóstico do fluxo do serviço ecossistêmico de retenção de nutrientes e, no entanto, não determinam, necessariamente, a capacidade de oferta desse serviço ecossistêmico pelos sistemas naturais.
2. A análise em nível de sistema ambiental mostrou que sistemas antrópicos, como agricultura e pecuária, possuem valores de exportação e retenção muito superiores aos sistemas naturais, fato que se explica pela primeira conclusão: os sistemas com maior carga superficial terão a maior exportação absoluta e, conseqüentemente, a maior demanda do serviço ecossistêmico de retenção.
3. A quantificação e análise da oferta do serviço ecossistêmico por banhados, marismas ou outros sistemas naturais devem ser realizadas individualmente e o seu ranqueamento deve desconsiderar sistemas antrópicos, para que se possa aferir de fato a oferta de SE pelos ecossistemas naturais.

4. Os banhados e marismas do ELP, somados em sua totalidade, possuem uma capacidade de geração econômica que pode chegar a R\$ 212.851.581,06/anuais, levando em consideração apenas o serviço de retenção de nutrientes. Isso demonstra o seu considerável potencial econômico, o que pode auxiliar na tomada de decisão, uma vez que possibilita a comparação entre alternativas em termos financeiros. Considerando que as áreas úmidas provêm inúmeros outros serviços ecossistêmicos, podemos concluir que este valor é ainda maior. Por isso, estudos futuros devem focar na valoração econômica de serviços de suporte, como pesca e culturais como recreação e contemplação, para que se possa ter a dimensão completa do valor econômico destes sistemas ambientais.
5. A valoração de serviços ecossistêmicos de retenção de nutrientes para purificação da água demonstrou que é possível construir uma estrutura de valoração monetária desse SE, baseado no custo evitado no tratamento de água para remoção desses poluentes. No entanto, é importante salientar que os resultados produzidos neste estudo, devem ser utilizados observando as limitações impostas pelos modelos e já mencionadas anteriormente.

REFERENCES

- ALLEN, R. G. et al. **Crop evapotranspiration – Guidelines for computing crop water requirements – FAO Irrigation and drainage Papers 56**. Rome - Italy: [s.n.]. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/X0490E/X0490E00.htm>>. Acesso em: 12 fev. 2022.
- ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Base Hidrográfica Ottocodificada Multiescalas 2017 50k (BHO 2017**

- 50k), 2017.
- ARAÚJO FILHO, J. C. DE et al. **Estimativa de água disponível dos solos do Brasil (Primeira aproximação). Embrapa Solos (Embrapa_Solos)** Rio de Janeiro Embrapa - Empresa Brasileira de Agropecuária, 2020. Disponível em: <<http://geoinfo.cnps.embrapa.br/documents/2930#category-more>>. Acesso em: 31 jan. 2022

- BADAMFIROOZ, J.; MOUSAZADEH, R.; SARKHEIL, H. A proposed framework for economic valuation and assessment of damages cost to national wetlands ecosystem services using the benefit-transfer approach. **Environmental Challenges**, v. 5, p. 100303, dez. 2021.
- CORSAN - COMPANHIA RIOGRANDENSE DE SANEAMENTO. **Custo para tratamento de esgoto do tipo residencial por m³**. , 2022.
- COSTA, A. M. DA et al. Ponderação de variáveis ambientais para a determinação do Potencial de Uso Conservacionista para o Estado de Minas Gerais. **Revista Geografias**, v. 13, n. 1, p. 118–133, 21 out. 2022.
- COSTANZA, R. et al. Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, v. 26, p. 152–158, maio 2014.
- COSTANZA, R. et al. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? **Ecosystem Services**, v. 28, p. 1–16, dez. 2017.
- DE SOUSA, K. et al. chirps: API Client for the CHIRPS Precipitation Data in R. **Journal of Open Source Software**, v. 5, n. 51, p. 2419, 1 jul. 2020.
- EASTMAN, J. R. **TerrSet - Geospacial Monitoring and Modelling System - Manual**. ClarkLabs, , 2016.
- EASTMAN, J. R. **TerrSet: Geospacial Monitoring and Modeling System**. Worcester, MA, USAClark Labs, , 2020.
- ESRI. **ArcGIS Desktop**. Redlands, CA, USAEnvironmental Systems Research Institute, , 2018.
- FUNK, C. et al. The climate hazards infrared precipitation with stations—a new environmental record for monitoring extremes. **Scientific Data**, v. 2, n. 1, p. 150066, 8 dez. 2015.
- HOU, Y. et al. Ecosystem service potential, flow, demand and their spatial associations: a comparison of the nutrient retention service between a human- and a nature-dominated watershed. **Science of The Total Environment**, v. 748, p. 141341, dez. 2020.
- IBGE. **Arranjos populacionais e concentrações urbanas do Brasil**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2020.
- JANSSON, Å.; FOLKE, C.; LANGAAS, S. Quantifying the nitrogen retention capacity of natural wetlands in the large-scale drainage basin of the Baltic Sea. **Landscape Ecology**, v. 13, n. 4, p. 249–262, 1998.
- JAXA - JAPAN AEROSPACE EXPLORATION AGENCY. **ALOS Global Digital Surface Model 12.5m**. , 2017.
- JOHNSTON, C. A. Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands: Effects on surface water quality. **Critical Reviews in Environmental Control**, v. 21, n. 5–6, p. 491–565, jan. 1991.
- LA NOTTE, A. et al. Spatially explicit monetary valuation of water purification services in the Mediterranean biogeographical region. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, v. 8, n. 1–2, p. 26–34, 15 jun. 2012.
- LA NOTTE, A. et al. Physical and monetary ecosystem service accounts for Europe: A case study for in-stream nitrogen retention. **Ecosystem Services**, v. 23, p. 18–29, fev. 2017.
- LEH, M. D. K. et al. Quantifying and mapping multiple ecosystem services change in West Africa. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 165, p. 6–18, jan. 2013.
- LI, H.; ZHANG, G.; SUN, G. Simulation and evaluation of the water purification function of Zhalong Wetland based on a combined water quantity-quality model. **Science China Technological Sciences**, v. 55, n. 7, p. 1973–1981, 24 jul. 2012.
- LIN, Y.-P. et al. Systematically designating conservation areas for protecting habitat quality and multiple ecosystem services. **Environmental Modelling & Software**, v. 90, p. 126–146, abr. 2017.
- MAVROMMATI, G.; BAUSTIAN, M. M. Linking Water Purification and Waste Treatment to Human Wellbeing. Em: **Imperiled: The Encyclopedia of Conservation**. [s.l.] Elsevier, 2022. p. 139–144.
- MEA. **Ecosystems and human well-being: wetlands and water**. [s.l.: s.n.].
- MERETA, S. T. et al. Sediment and Nutrient Retention Capacity of Natural Riverine Wetlands in Southwest Ethiopia. **Frontiers in Environmental Science**, v. 8, 31 jul. 2020.
- NATCAP - NATURAL CAPITAL PROJECT. **InVEST Software Platform (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs)**. Stanford, CA, USAStanford University, , 2020.
- QIAOZHEN, MU.; MAOSHENG, ZHAO.; STEVEN, W. **MODIS Global Terrestrial Evapotranspiration (ET) Product MOD16A2 Collection 5**. Running and Numerical Terradynamic Simulation Group, , 2014.
- SCHENK, H. J.; JACKSON, R. B. Rooting depths, lateral root spreads and below-ground/above-ground allometries of plants in water-limited ecosystems. **Journal of Ecology**, v. 90, n. 3, p. 480–494, 19 jun. 2002.
- SEMA - SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE E INFRAESTRUTURA DO RIO GRANDE DO SUL. **Zoneamento Ecológico-Econômico do Rio Grande do Sul - ZEE/RS**. Porto Alegre, 2020.
- SHARP, R. et al. **InVEST 3.2.0 User's Guide**. , 2015.
- STEINKE, V. A.; SAITO, C. H. Exportação de carga poluidora para identificação de áreas úmidas sob risco ambiental na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim. **Sociedade & Natureza**, v. 20, n. 2, p. 43–67, dez. 2008.
- WEIDONG, L. et al. Research on purification effect of Jian lake Zizania latifolia wetland lakefront zone in northwest of Yunnan Plateau on nitrogen and phosphorus of agricultural non-point source. **Agricultural Science & Technology - Hunan Vol.11 No.7 pp.109-112, 150 ref.10**, v. 11, n. 7, p. 109–112, 2010.
- WREGE, M. S. et al. **Atlas climático do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: [s.n.].

Submetido em 8 de julho de 2023

Aceito para publicação em 30 de agosto de 2023