



Universidade de Aveiro Departamento de Biologia
Ano 2014

**José Guilherme
Moreira Simões
Vieira**

**Modelos de vulnerabilidade à erosão em sistemas
costeiros tropicais**

DECLARAÇÃO

Declaro que este relatório é integralmente da minha autoria, estando devidamente referenciadas as fontes e obras consultadas, bem como identificadas de modo claro as citações dessas obras. Não contém, por isso, qualquer tipo de plágio quer de textos publicados, qualquer que seja o meio dessa publicação, incluindo meios eletrônicos, quer de trabalhos acadêmicos.



Universidade de Aveiro Departamento de Biologia
Ano 2014

**José Guilherme
Moreira Simões
Vieira**

Modelos de vulnerabilidade à erosão em sistemas costeiros tropicais

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Ecologia Aplicada, realizada sob a orientação científica do Doutor Fernando Manuel Raposo Morgado, Professor Associado com Agregação do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro e co-orientação científica do Doutor Edison Barbieri, Professor Titular com Doutoramento do Instituto de Pescas de Cananéia.

o júri

Presidente	Prof. Doutor Carlos Manuel Martins Santos Fonseca professor Auxiliar com Agregação, Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro
Orientador	Prof. Doutor Fernando Manuel Raposo Morgado professor Associado com Agregação, Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro
Co-orientador	Prof. Doutor Edison Barbieri professor titular com doutoramento, Instituto de Pescas de Cananéia, São Paulo, Brasil
Arguente	Prof. Doutor Jorge Manuel Pessoa Girão Medina professor auxiliar com Doutoramento, Departamento de Geociências da Universidade de Aveiro

agradecimentos

O espaço limitado desta secção de agradecimentos seguramente não me permite agradecer a todas as pessoas que ao longo do meu percurso académico me ajudaram directa ou indirectamente a cumprir os meus objectivos e a realizar mais uma etapa da minha formação académica. A todos eles deixo o meu sincero agradecimento.

Ao meu orientador, Professor Doutor Fernando Manuel Raposo Morgado, agradeço a oportunidade de ter desenvolvido o trabalho em conjunto, contribuindo para o enriquecimento da minha formação académica científica.

Ao Co-orientador Professor Doutor Edison Barbieri, por me ter recebido no seu país e por me ter proporcionado as condições necessárias para a elaboração da minha tese.

À minha namorada Joana Salgueiro, um agradecimento especial pelo apoio e carinho diário, pelas palavras doces e pela transmissão de confiança e de força em todos os momentos.

À minha família, em especial aos meus pais, por serem modelos de coragem, pelo apoio incondicional, incentivo, amizade, paciência e ajuda na superação de obstáculos ao longo da minha vida.

palavras-chave

Erosão costeira, Sistemas de Informação Geográfica, Manguezais, Vulnerabilidade

resumo

A erosão costeira, constitui um dos grandes problemas da actualidade, e é de extrema importância a tomada de decisões de forma a se prever e evitar os prejuízos. Esta tem vindo a criar impactos não só nos sistemas naturais como também no conjunto de actividades e estruturas do ser humano. Os manguezais, ecossistemas costeiros de regiões tropicais e subtropicais, encontram-se também ameaçados por estes processos naturais. Devido à sua grande importância económica, biológica, social e cultural, existe a necessidade de os preservar. Pertencendo o sistema estuarino de Cananéia-Iguape a este grupo, e sendo reconhecido pela UNESCO como o terceiro ecossistema mais produtivo do Atlântico Sul, merece especial atenção com vista à sua conservação. Embora este sistema estuarino da costa brasileira seja de grande importância, as actividades humanas têm provocado impactos significativos, incitando mudanças drásticas nos padrões de sedimentação e na dinâmica dos manguezais, através da abertura de clareiras e vales.

O presente trabalho encontra-se dividido em duas etapas. Numa primeira fase, pretendeu-se desenvolver uma metodologia que melhor se adaptasse à complexidade dos manguezais do Sistema estuarino Cananéia-Iguape, sendo apresentado três abordagens distintas através da combinação de um conjunto de parâmetros definidos e a sua posterior combinação para definição da vulnerabilidade global à erosão. Nas três abordagens apresentadas neste trabalho, são representados diferentes tipos de avaliação da vulnerabilidade à erosão, destacando uma maior sobreavaliação de áreas representadas como vulnerabilidade alta, através da utilização do método baseado em escalas de pontos em comparação com as outras duas abordagens. A utilização do método baseado na comparação de parâmetros par a par, embora apresente semelhanças com o modelo onde foi empregado a raiz quadrada da média geométrica, representa uma maior percentagem de áreas de vulnerabilidade média a muito alta comparativamente. Em contrapartida, a utilização da raiz quadrada da média geométrica incitou maior percentagem de áreas ocupadas com a vulnerabilidade baixa e muito baixa. Esta última abordagem mostrou uma melhor resposta perante a realidade do Sistema estuarino Cananéia-Iguape. Numa segunda etapa, procedeu-se à aplicação da metodologia desenvolvida na primeira etapa para o sistema estuarino Cananéia-Iguape. Foram classificados aproximadamente 1221 Km², onde cerca de 16% do total, apresentou vulnerabilidade alta e muito alta, tendo, para além disso, os locais identificados e georreferenciados apresentado fortes evidências de erosão, aspecto que evidenciado grande influência no resultado final

Dado que nunca foi fora realizada uma análise da erosão costeira para o sistema estuarino Cananéia-Iguape o presente trabalho, possibilitou a identificação de áreas de vulnerabilidade deste sistema costeiro perante os processos erosivos através do desenvolvimento de modelos de Sistemas de Informação Geográfica relativamente simples que constituíram modelos de previsão e descrição do risco com certo grau de confiança. A metodologia abordada nesta tese pode ser entendida como uma ferramenta que permite avaliar e prever situações de risco e vulnerabilidade perante diversos factores no controlo de erosão de regiões costeiras.

keywords

Coastal erosion, Geographical Information System, Mangroves, Vulnerability

abstract

Coastal erosion is one of the major problems of the century, and it is extremely important to make decisions in order to predict and prevent losses. This created impacts not only in natural systems as well as the set of activities and structures of the human being. Mangroves, coastal ecosystems of tropical and subtropical regions, are also threatened by these natural processes. Due to its great economic, biological, social and cultural importance, there is the need to preserve them. As Cananéia-Iguape belongs to this group, and it is recognized by UNESCO as the third most productive in the South Atlantic, it deserves special attention regarding its conservation. This estuarine system of the Brazilian coast is extremely important, nevertheless human activities have inflicted significant impacts, causing dramatic changes in sedimentation patterns and mangrove dynamics, by opening glades and valleys.

This paper is divided in two stages: In the first stage, it was developed a methodology that best suited to the complexity of mangrove estuarine system of Cananéia-Iguape, presenting three different approaches by combining a set of defined parameters and its subsequent combination for defining the overall vulnerability to erosion. The three approaches presented in this work show different types of evaluation of vulnerability to erosion, highlighting a greater overvaluation of areas represented as high vulnerability, through use of points based on scales method when compared with the other two approaches. Although the method based on the comparison of parameters pairwise presents similarities to the model in which was applied the square root of the geometric mean, it represents a higher percentage of vulnerability areas classified with medium vulnerability to very high vulnerability. On the other hand, the use of square root of the geometric mean led to a higher percentage of areas classified with low and very low vulnerability. This last approach showed a better response when faced with the reality of estuarine system of Cananéia-Iguape. In the second stage, it was applied the methodology developed in the first stage for the estuarine system of Cananéia-Iguape. Approximately 1221 Km² has been classified in this work, and about 16% of the total presents high and very high vulnerability. Other relevant aspects, were the identification and georeferencing sites that showed strong evidence of erosion, and thus having huge influence on the final results.

As an analysis of coastal erosion has never been performed for the estuarine system of Cananéia-Iguape, the present work allows the identification of vulnerable areas of this coastal system towards erosion processes through the development of easy Geographic Information Systems models that are able to predict and describe the risk with reliability. The methodology approached in this thesis can be understood as a tool to evaluate and predict risk and vulnerability situations towards various factors for erosion control in coastal regions.

Índice

Introdução	1
Material e Métodos Gerais	8
Área de estudo	8
Desenvolvimento de um modelo de Sistema de Informação Geográfica (SIG) para análise e previsão de vulnerabilidade à erosão em manguezais (Sistema estuarino Cananéia-Iguape, S. Paulo, Brasil)	11
Resumo	11
Abstract	12
Introdução	13
Materiais e Métodos	16
Área de estudo	16
A floresta de manguezal do sistema estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape	17
Recolha de dados relevantes relativamente aos parâmetros de vulnerabilidade	18
Avaliação e classificação dos parâmetros de vulnerabilidade	18
Seleccção do algoritmo e combinação dos vários parâmetros de vulnerabilidade	20
Resultados	21
Discussão	24
Referências Bibliográficas	28
Modelo de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) de determinação da vulnerabilidade e risco de erosão costeira no manguezal do sistema estuarino Cananéia-Iguape (S. Paulo, Brasil)	33
Resumo	33
Abstract	34
Introdução	34
Materiais e Métodos	37
Área de estudo	37
Metodologia	39
Recolha de dados	39
Parâmetros de Vulnerabilidade	40
Mapas de Vulnerabilidade	41
Criação do índice de vulnerabilidade global	41
Resultados	42
Discussão	45
Referências Bibliográficas	48
Conclusão	52
Bibliografia	54

Índice de Figuras

Figura 1 - Sistema estuarino Cananéia-Iguape	8
Figura 2 - Localização da área de estudo, o sistema estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape, no extremo sul do litoral do Estado de São Paulo, Brasil (24°52'00"S/25°05'00"S e 47°55'00"O/48°06'00"O).	17
Figura 3 - Mapa de vulnerabilidade à erosão (raiz quadrada da média geométrica).....	22
Figura 4 - Mapa de vulnerabilidade à erosão (Método baseado na comparação de parâmetros par a par)	22
Figura 5 - Mapa de vulnerabilidade à erosão (Método baseado em escalas de pontos)	23
Figura 6 - Localização da área de estudo, o sistema estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape, no extremo sul do litoral do Estado de São Paulo, Brasil (24°52'00"S/25°05'00"S e 47°55'00"O/48°06'00"O).	37
Figura 7 - Mapa de áreas vulneráveis à erosão	39
Figura 8 - Mapa de vulnerabilidade antropogénica e de vulnerabilidade à máxima amplitude das marés, respectivamente	42
Figura 9 - Mapa de vulnerabilidade à altitude e de vulnerabilidade à distância da linha de costa, respectivamente.....	43
Figura 10 - Mapa de vulnerabilidade à geomorfologia e de vulnerabilidade à geologia, respectivamente.....	43
Figura 11 - Mapa de vulnerabilidade à ocupação do solo.....	43
Figura 12- Mapa de vulnerabilidade global do Sistema estuarino Cananéia-Iguape.....	44

Índice de Tabelas

Tabela 1 - Parâmetros definidos para a área de estudo	19
Tabela 2 - Matriz de Saaty	21
Tabela 3 - Escala de comparação dos parâmetros.....	21
Tabela 4 - Parâmetros de vulnerabilidade definidos para o Sistema estuarino Cananéia-Iguape ..	41
Tabela 5 - Vulnerabilidade das áreas em percentagem	44

Introdução

As zonas costeiras são áreas que se encontram sob constantes alterações por se enquadrarem numa área de transição entre dois domínios distintos, o continental e o oceânico, dos quais procedem forças destrutivas e construtivas na procura de um equilíbrio dinâmico (Gomes 2007). Estas zonas têm sofrido imensas interferências de interesse económico, social e cultural, resultado de uma grande concertação de actividades antropogénicas (Dias 2003). Destas interferências, associam-se pressões e alterações no ambiente físico, sendo muitas destas irreversíveis (Dias 2003).

Os manguezais, sistemas florestais que se encontram em zonas costeiras, são definidos como ecossistemas que surgem em zonas de maré; formam-se em regiões de mistura de água doce e salgada como os estuários, baías e lagoas costeiras (Jin-eong 1995). Estes ambientes apresentam uma ampla distribuição por todo o planeta, podendo ser encontrados em áreas tropicais e subtropicais onde as condições topográficas e físicas do substrato são favoráveis ao seu estabelecimento (Jin-eong 1995). A este tipo de floresta, são associados várias espécies de mangue caracterizadas pela sua capacidade de tolerância à salinidade que pode ir desde água salobra a pura água do mar (Jin-eong 1995). Para além destas características próprias, os manguezais desempenham inúmeras funções naturais de extrema importância ecológica e económica ao longo das zonas costeiras, podendo-se destacar as seguintes: retenção de sedimentos arrastados pelos rios, constituindo assim numa área de deposição natural; acção de filtragem, funcionando como um filtro biológico natural de matéria orgânica; áreas de concentração de nutrientes; áreas de abrigo, reprodução e alimentação para inúmeras espécies; controlo de cheias e protecção contra tempestades (Barbier 2000; Benfield et al. 2005). É de salientar a grande importância que estes ecossistemas têm para o homem; fornecem uma variedade de recursos indispensáveis como combustíveis, materiais para construção, alimento e produtos medicinais (essenciais não só para comercialização como também para consumo local, o que permitiu a sobrevivência de inúmeras comunidades de zonas costeiras) (Lignon et al. 2011; Walters et al. 2008).

Estes ecossistemas já cobriram mais de 200.000 Km² das zonas costeiras tropicais e subtropicais (Lignon et al. 2011). Todavia, estes estão a desaparecer a um ritmo alarmante, cerca de 1 a 2% por ano, perdas estas, que estão a decorrer na maioria dos países com este tipo de ecossistemas, sendo mais drásticas nos países em desenvolvimento (Lignon et al. 2011). Até recentemente, as florestas tropicais têm sido utilizadas como fonte de recursos renováveis (Manassrisuksi et al. 2001). No entanto, a pressão gerada com o aumento da população nestes sistemas florestais, provocou um incremento excessivo da exploração destes recursos de tal forma que a sua

“renovação” não consegue acompanhar tais níveis de exploração (Manassrisuksi et al. 2001). O declínio destas florestas deve-se essencialmente à destruição dos manguezais para construção de urbanizações, campos agrícolas ou infra-estruturas, que por sua vez, estão a afectar outras áreas adjacentes devido à sua fragilização provocada pela acção do homem (Liu et al. 2008).

Como consequência principal deste declínio de floresta de mangue, a erosão é considerada como um dos grandes problemas das zonas costeiras da actualidade, sendo de extrema importância para a tomada de decisões, avaliar e prever riscos, de modo a evitar prejuízos (Cohen & Lara 2003). As perdas provenientes deste fenómeno são descomunais e afectam não só o ambiente como também o conjunto de actividades e estruturas do ser humano (Filho et al. 2006). Segundo Regina & Souza (2009), este fenómeno tem vindo a conduzir várias consequências em zonas costeiras podendo ser enumeradas as seguintes:

- Recuo da linha costeira;
- Desaparecimento de zonas de praia;
- Perda e desequilíbrio de habitats naturais;
- Aumento na frequência e magnitude de inundações;
- Perda de propriedades e bens públicos e privados;
- Perda de valor paisagístico,
- Prejuízos nas actividades socioeconómicas;
- Prejuízos astronómicos com a recuperação das zonas costeiras.

Devido a estas consequências, existe a necessidade de monitorizar as áreas onde decorrem estes processos (Kairo et al. 2002). Imagens satélite e fotografias aéreas são de amplo uso, especialmente para análise estruturada de vários factores relacionados, de áreas de difícil acesso ou de grandes dimensões (Filho et al. 2006). Através deste tipo de representações visuais de diferentes épocas, é possível avaliar as alterações ocorridas em qualquer região (Cohen & Lara 2003). Complementado a utilização destas representações com o “software” adequado, constitui num método que leva a uma melhor compreensão da distribuição espacial dos processos erosivos (Dumas et al. 2010).

Face a este enquadramento, existe uma necessidade de prever o comportamento dos processos erosivos de forma a prevenir tais prejuízos (Lewis & Nyamulinda 1996). A aplicação de estudo nesta área tem vindo a aumentar ano após ano, sendo possível encontrar uma grande variedade de metodologias com diferentes tipos de aplicação que não só identificam as áreas mais vulneráveis como também calculam as taxas de erosão (Dumas et al. 2010). Nos dias de hoje, é muito comum a utilização de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) (Keisler & Sundell 1997; Nas et al. 2010). Esta ferramenta consiste num sistema de “software”, “hardware”, informação espacial e um conjunto de procedimentos computacionais que permitem e facilitam a análise,

representação e gestão de áreas e de fenómenos que ocorrem (Chrisman 2001). As ferramentas fornecidas pelos SIG, permitem várias combinações que poderão vir a ser usadas para resolver uma infinidade de problemas que envolvem dados espaciais (Carver 1991). A principal vantagem da utilização de SIG relativamente a outras metodologias, é a sua capacidade para armazenar, modificar e recuperar grandes conjuntos de dados de origem heterogénea e de representar estes num formato visual (Krause et al. 2004). A utilização destas ferramentas depende da qualidade, disponibilidade e precisão dos dados, sendo necessário ter em conta estes aspectos para se deter uma base científica sólida de modo a não submeter em risco qualquer trabalho proveniente de tais fontes (Krause et al. 2004) A aplicação de SIG para avaliar, mapear e quantificar o conjunto de variáveis que contribuem para a erosão das áreas de risco é essencial para perceber a dinâmica dos manguezais (Semeniuk 1980).

Vários modelos matemáticos foram desenvolvidos e aperfeiçoados nos últimos 20 anos, com o intuito de prever a magnitude das perdas de solo pela erosão, colimando a implementação de ferramentas que possibilitem a avaliação de perdas do solo com propósitos de auxiliar na gestão das áreas de risco, principalmente em locais onde as perdas de solo tenham sido superiores aos limites toleráveis (Pereira & Coelho 2013). Estes modelos projectam inúmeros tipos de resultados na tentativa de quantificar o risco e a vulnerabilidade resultando frequentemente em mapas de risco e/ou de vulnerabilidade (Pereira & Coelho 2013). Múltiplos trabalhos têm sido conduzidos para avaliar o desempenho dos modelos de risco de erosão, bem como validar esses modelos para diferentes condições de gestão do solo. Fierros, et al. (1987), aplicaram a U.S.L.E. para uma avaliação da previsão da erosão numa área de floresta ardida na Galiza, conseguindo apenas, que alguns resultados dos factores da equação tivessem uma relação com os dados experimentais, sendo destacada a necessidade de estudos posteriores das inter-relações dos factores que caracterizam a erosão de forma a se produzir um modelo de perda de solo viável. Lin, et al. (2002) utilizaram o modelo U.S.L.E. para prever a erosão do solo e estimar a quantidade de sedimentos numa bacia hidrográfica na Tailândia, sendo a quantidade média de sedimentos erodidos de $2,35 \times 10^6$ t para uma área de bacia hidrográfica de 645,21 Km². Lufafa, et al. (2003) previram a perda de solo numa micro-bacia no Lago Victória, e avaliaram os diversos métodos de parametrização da erosão da Equação Universal da Perda de Solo dentro da micro-bacia; A separação da área de estudo através do declive, fez com que se previsse melhores resultados para as encostas em comparação com os cumes e fundos de vales, variando os resultados em média entre 20 a 30 t/ha; Quando a cobertura e previsão da erosão foram combinadas, em média, as previsões da erosão variaram entre 33 e 42 t/ha. Angima, et al. (2003), trabalharam como o modelo R.U.S.L.E. para prever a perda de solo a longo prazo na bacia Kianjuki no Kenya, calculando individualmente cada variável da equação universal, tendo sido previsto uma perda anual de solo de 1134 t/ha por ano; Com este modelo conseguiu-se também identificar os lugares específicos onde decorrem os processos erosivos associados a cada segmento de escoamento superficial na bacia, para diferentes tipos de práticas de gestão na área de estudo. Dumas, et al.

(2010), utilizaram dois modelos para a espacialização e quantificação do potencial de erosão, utilizando um modelo cognitivo e a Equação Universal da Perda do Solo para a avaliação das taxas anuais da perda de solo na Nova Caledonia, Melanésia; A taxa de erosão resultante variou entre 0 e 3300 t/ha por ano na área de estudo com uma média de 18 t/ha; Relativamente à comparação entre os dois modelos, é referido neste trabalho, que o modelo cognitivo é considerado um modelo “expert”, fornecendo um nível qualitativo, enquanto o modelo U.S.L.E. quantifica as perdas de solo. Amorim et al. (2010) utilizaram os modelos U.S.L.E., R.U.S.L.E. e W.E.P.P. para diferentes condições edafo-climáticas de modo a avaliar o seu desempenho na previsão das perdas de solo. Nenhum dos modelos avaliados, apresentou a melhor estimativa nos cenários de gestão do solo analisados. Ainda assim, o W.E.P.P. foi o modelo mais eficiente nas estimativas das perdas do solo, apresentado um resultado de 46% sob as condições simuladas, com perdas de 5,19 Kg/m² por ano, seguido da R.U.S.L.E. com 42% e perdas de 5,87 Kg/m² e por último o U.S.L.E. com 12 % e com perdas de 8,53 Kg/m² por ano.

Várias tentativas do uso da Equação Universal da Perda do Solo em diferentes regiões como técnica de previsão das taxas de erosão e avaliação de diferentes práticas de conservação do solo, mostram a necessidade de um cuidado especial nos valores de entrada de algumas variáveis (Area et al. 1998). Além disso, a equação é de valor limitado, uma vez que não fornece informações sobre o destino dos sedimentos, que decorrem durante os processos erosivos (Area et al. 1998). Dado todo este “feedback” de informação, vários modelos têm sido conduzidos para avaliar a previsão da erosão em diferentes condições de gestão do uso do solo, como também adaptar-se as necessidades do utilizador. O modelo Europeu de Erosão do Solo (EUROSEM) é um modelo de distribuição dinâmica, capaz de simular o transporte de sedimentos, erosão e deposição sobre a superfície terrestre, abordado por Area et al. (1998), descrevendo as características que o tornam diferente dos outros modelos, destacando que, para alguns países, a consequência mais importante da erosão é a sedimentação a jusante, em vez da perda de produtividade local, sendo então necessária a aplicação deste modelo ou de semelhantes para a obtenção de tais resultados. Cai, et al. (2005) utilizaram o modelo Europeu de Erosão do Solo para avaliar dados de eventos individuais em localidades íngremes na China, e referem que, de acordo com os seus resultados obtidos, o EUROSEM, consegue simular o escoamento superficial razoavelmente bem, não sendo este capaz de simular em grande parte das vezes, a concentração de sedimentos e a taxa de perda de solo com precisão num único evento; No entanto, é capaz de diferenciar os impactos do uso da terra e as medidas de protecção do solo sobre o escoamento superficial, assim como a perda de solo total.

Muitos autores têm optado por abordagens cognitivas relativamente a modelos qualitativos, de forma a ser possível compreender melhor a distribuição espacial da erosão (Amorim et al. 2010). Isto é possível devido à possibilidade de selecção de um conjunto de parâmetros que melhor se aproximam da realidade perante os processos erosivos. Como tal, foram desenvolvidos inúmeros

modelos que descrevem a vulnerabilidade da erosão costeira em vários pontos do mundo. De uma forma sucinta, a abordagem mais comum é constituída por três etapas:

1. Definição dos parâmetros de vulnerabilidade;
2. Classificação dos parâmetros num intervalo de valores;
3. Combinação dos parâmetros.

Gornitz et al. (1994), aplicaram um modelo para o cálculo do índice de vulnerabilidade costeira (CVI) no Sudeste dos Estados Unidos; foram definidos os parâmetros que melhor caracterizam os processos erosivos da área de estudo e classificados numa escala de cinco níveis (muito baixa, baixa, média, alta e muito alta), assim como o algoritmo para o cálculo do CVI. Segundo os autores, é fundamental incluir parâmetros como a demografia e os factores económicos para haver uma melhor caracterização da vulnerabilidade global.

A combinação dos parâmetros varia de autor para autor, sendo que estes utilizam o algoritmo cujo resultado melhor descreve a vulnerabilidade global da áreas de estudo. Gornitz (1991) utilizou a raiz quadrada da média geométrica para calcular o CVI onde aplica a raiz quadrada do produto de cada variável a dividir pelo número de variáveis. O autor defende que a utilização da raiz quadrada suaviza o intervalo de valores em relação à utilização única do produto das variáveis, representado assim resultados menos díspares da realidade. Diferentemente de Gornitz (1991) Coelho et al. (2006) aplicaram um algoritmo mais complexo para o cálculo da d vulnerabilidade global do distrito de Aveiro, em que combina a distância continua à linha de costa com as restantes variáveis através de uma soma linear ponderada. Rao et al. (2009) combinaram os vários parâmetros da costa de Andhra Pradesh na Índia através da utilização de uma soma linear ponderada; a cada parâmetro foi atribuído um peso arbitrário, os valores mais elevados foram concebidos às variáveis dependendo da sua importância relativa.

Modelos relativamente simples conseguem prever e descrever com certo grau de confiança os processos erosivos que decorrem em zonas costeiras, facilitando a complementação de diagnósticos integrados dos recursos naturais e das suas relações com as actividades humanas (Gulizar 2007). Neste sentido, a avaliação do estado de tendência à erosão é necessário para:

- Estabelecer a magnitude e a extensão do problema, no sentido de despertar a atenção das mais diversas entidades;
- Para identificar os impactos da erosão e compreender a sua natureza e as suas causas;
- Para definir uma resposta apropriada na gestão e na selecção de projectos no estabelecimento de tecnologias para atenuar/suprimir as causas dos erosivos.

Face aos diversos constrangimentos que decorrem em zonas costeiras associados com os processos erosivos, foram definidos os seguintes objectivos gerais para esta tese:

Objectivos Gerais

Dado que nunca foi realizada uma análise da erosão costeira para o sistema estuarino Cananéia-Iguape, o principal objectivo foi o de identificar as áreas de vulnerabilidade do sistema costeiro Cananéia-Iguape perante os processos erosivos através do desenvolvimento de modelos de Sistemas de Informação Geográfica relativamente simples que consigam prever e descrever o risco com certo grau de confiança. A metodologia abordada nesta tese pode ser entendida como uma ferramenta que permita avaliar e prever situações de risco e vulnerabilidade perante diversos factores no controlo de erosão de regiões costeiras.

Objectivos específicos

A abordagem foi dividida em duas etapas. Numa primeira etapa, pretendeu-se desenvolver uma metodologia que melhor se adaptasse à complexidade dos manguezais do sistema estudado através da seguinte metodologia:

1. Recolha de bibliografia referente a metodologia de cálculo de vulnerabilidade à erosão para regiões costeiras;
2. Definição dos parâmetros de vulnerabilidade adequados para regiões de manguezal;
3. Definição da classificação dos parâmetros de vulnerabilidade;
4. Selecção do algoritmo e combinação dos vários parâmetros de vulnerabilidade
5. Avaliação de resultados possíveis.

O desenvolvimento desta primeira etapa constituirá o conjunto de informação sintetizada num primeiro artigo científico submetido para publicação intitulado “Desenvolvimento de um modelo de Sistema de Informação Geográfica (SIG) para análise e previsão de vulnerabilidade à erosão em manguezais (Sistema estuarino Cananéia-Iguape, S. Paulo, Brasil) “

Numa segunda etapa, procedeu-se à aplicação da metodologia desenvolvida na primeira etapa para o sistema costeiro Cananéia-Iguape, sendo que esta foi realizada seguindo a seguinte ordem:

1. Caracterização da área de estudo e identificação dos parâmetros de vulnerabilidade
2. Criação dos mapas de vulnerabilidade
3. Combinação dos vários mapas com o intuito de criar o mapa de vulnerabilidade global da área de estudo.
4. Avaliação dos resultados obtidos.

O desenvolvimento desta segunda etapa constituirá o conjunto de informação sintetizada num segundo artigo científico submetido para publicação intitulado “Modelo de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) de determinação da vulnerabilidade e risco de erosão costeira no manguezal do Sistema estuarino Cananéia-Iguape (S. Paulo, Brasil)“.

Material e Métodos Gerais

Área de estudo

O actual estudo foi desenvolvido no Sistema estuarino Cananéia-Iguape no Litoral Sul Paulista do Estado de São Paulo, sendo este formado por um conjunto ambientes complexos associados a ilhas-barreira, manguezais, canais lagunares, planícies lamacentas e por pântanos (Besnard, 1950). Este sistema situa-se no extremo sul da costa paulista entre as latitudes 24°52'00''S e 25°05'00''S (figura 1), encontrando-se limitado a norte pelo município de Iguape, a este pela Ilha Comprida, a oeste pela Serra do Mar e a Sul pelas ilhas de Cananéia e do Cardoso. O presente sistema encontra-se ligado com o oceano através de duas ligações: a norte, através de um único canal (Barra de Icapara) e a sul através de dois canais (Barra de Cananéia e de Ararapira). A área do município é de 1.242,010 Km² e, segundo o IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) tem uma população estimada em 12.220 habitantes (dados de 2011).

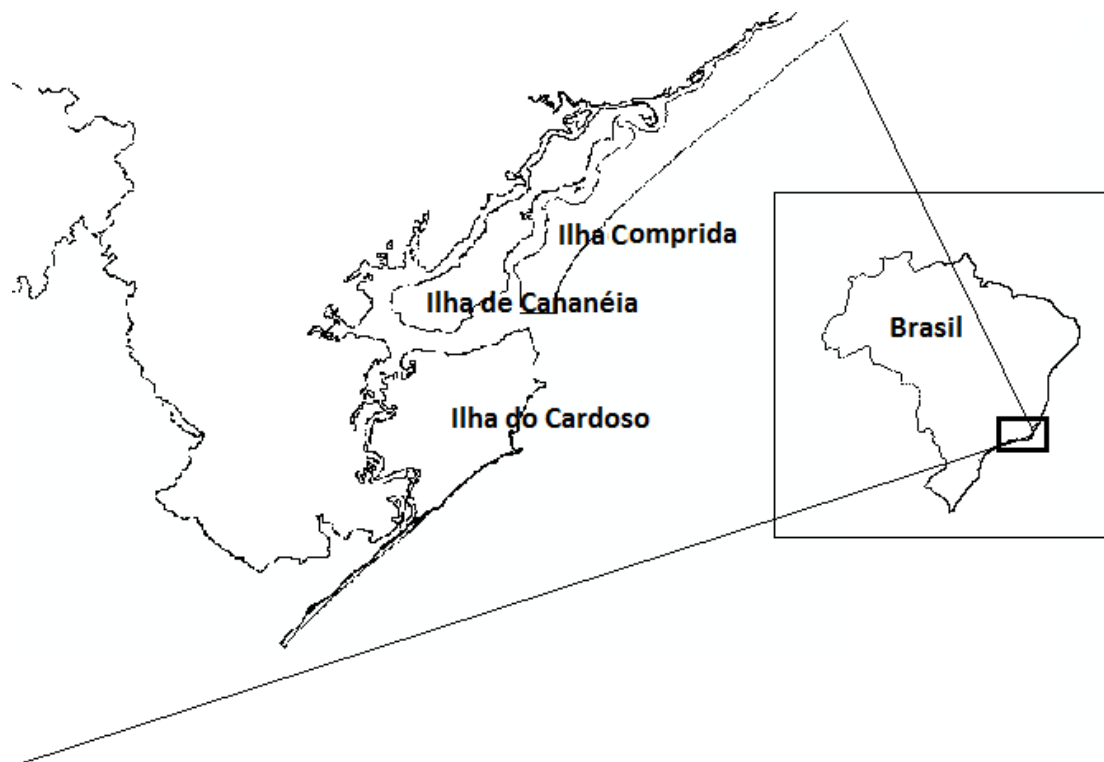


Figura 1 - Sistema estuarino Cananéia-Iguape

É na região de Cananéia que se encontra o canal principal (Mar de Cananéia) do sistema, com uma largura não superior a 1km e de aproximadamente 75km de comprimento, seguindo paralelo à Ilha Comprida e com maior profundidade junto à barra de Cananéia (6 a 7m) (Miyao et al. 1986).

Segundo a classificação climática de Koppen, o clima da região é do tipo subtropical húmido, mesotérmico, sendo característico os verões quentes, com tendência a grandes concentrações de chuva nesta altura, sem estação seca definida e com períodos de geada pouco frequentes. (Lignon 2005). A precipitação média anual é de 2300mm, sendo esta bem distribuída ao longo do ano, sendo que no trimestre de verão (Dezembro, Janeiro e Fevereiro) chega a uma média mensal de 266,9mm e no trimestre de inverno (Junho, Julho e Agosto) ronda em torno de uma média mensal de 95,3mm (Lignon 2005). A média anual da humidade relativa no ar fica em torno de 80% (Lignon 2005). A temperatura média anual é de 23,8°C, ocorrendo a temperatura média mais alta no mês de Fevereiro, sendo esta de 27,8°C e a média mensal mais baixa de 19,8°C no mês de Julho (Lignon 2005).

A circulação dentro do sistema é conduzida principalmente pela acção das ondas da maré, que entram pelas barras de Cananéia, Ararapira, Icapara, e pela contribuição da água doce de diversos rios da região, sofrendo ainda influências do vento (Filho & Miranda 1997). Segundo Mesquita & Harari (1983), a altura média da maré, registada na base de Cananéia, é de 81 cm, sendo que nas marés de sizígia e de quadratura atinge valores de 120 e 26 cm respectivamente. No município de Iguape, foi construído um canal (Valo Grande) com o objectivo de facilitar a navegação na parte final do Rio Ribeira, apresentando uma largura de 4,40m após a sua construção (Besnard 1950). Após esta construção, o sistema estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape tem vindo a sofrer alterações na sua dinâmica (Besnard 1950). Presentemente, por consequência da erosão costeira, as margens desta área têm vindo a ser degradadas, encontrando-se o canal com mais 300m de largura, fazendo com que grande parte do escoamento do rio Ribeira escoe pelo Valo Grande conduzindo uma diminuição da salinidade no sistema estuarino-lagunar (GEOBRÁS 1966). Anos após a construção do Valo Grande, o Governo do Estado de São Paulo decidiu fechar o Valo para a construção de uma barragem, incitando novamente alterações no ecossistema (Mishima & Tangi 1985). Com a ruptura da barragem, despoletou alterações a nível hidrodinâmico do sistema com intensificação das correntes e aumento da salinidade (Mishima & Tangi 1985).

Neste tipo de regiões costeiras é muito comum, a predominância de manguezais, sendo este sistema estuarino caracterizado pelo mangue preto (*Avicennia Schaueriana*), o mangue vermelho (*Rhizophora mangle*), e o mangue branco (*Laguncularia racemosa*) (Novelli et al. 1990). Nesta região é muito comum o crescimento de *Spartina* em baixios pantanosos durante o verão; as folhas e as raízes deste género de plantas promove o abrigo para a comunidade animal, sendo esta dominada por isópodes, anfípodes, poliquetas, gastrópodes, bivalves e decápodes (Novelli et al. 1990). Grande parte das populações animais segue o ciclo destas gramíneas, quando alcança máxima formação de cobertura vegetal no outono, ou máxima formação de manta morta no inverno, suportando uma maior e diversificada comunidade (Novelli et al. 1990).

Segundo a UNESCO (1999), o sistema estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape é umas das mais importantes áreas húmidas da costa Brasileira em termos de biodiversidade e produtividade natural. Este é reconhecido nacional e internacionalmente como o terceiro ecossistemas mais produtivo do Atlântico Sul, sendo considerado como Reserva da Biosfera da Mata Atlântica em 1993, bem como Sítio do Património Mundial Natural, do conhecimento científico e da preservação de valores humanos e do saber tradicional com vista a modelos de desenvolvimento sustentável, devido à boa preservação das suas características ambientais (UNESCO 1999). Esta região, tal como muitas do litoral sul de São Paulo, apresentam diversas áreas protegidas devido à sua relevância ambiental e importância como habitat de espécies marinhas e estuarinas, sendo possível encontrar nesta região, dezenas de ilhas, manguezais em bom estado de conservação, afluência de pequenos rios não poluídos e uma ocupação humana relativamente pequena, garantindo desta maneira os atributos naturais a esta região (SEMASP 1990). Na área de estudo existem diversas unidades estaduais e federais que variam em termos de grau de restrição de uso, bem como na aptidão para a sua gestão, destacando-se a Área de Preservação Ambiental de Cananéia, Iguape e Peruíbe, Área de Preservação Ambiental Estadual da Ilha Comprida, Estação Ecológica dos Tupiniquins e Áreas de Relevante Interesse Ecológico da Queimada Grande e Queimada Pequena, Estação Ecológica da Juréia-Itatins, Estação Ecológica de Chauás, Parque Estadual da Ilha do Cardoso, Parque Estadual de Jacupiranga e Reserva Extractivista de Mandira (SEMASP 1990).

Desenvolvimento de um modelo de Sistema de Informação Geográfica (SIG) para análise e previsão de vulnerabilidade à erosão em manguezais (Sistema estuarino Cananéia-Iguape, S. Paulo, Brasil)

J. Vieira ¹, J. Salgueiro ¹, E. Barbieri ², F. Morgado ¹

1 - CESAM & Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, Campus Universitário de Santiago, 3810-193 Aveiro, Portugal

2- Instituto de Pesca - APTA-SAASP- Governo do Estado de São Paulo. Caixa Posta 157, CEP 11990-000 Cananéia -SP-Brasil

Palavras-chave: Erosão costeira, Sistemas de Informação Geográfica, Manguezais, Vulnerabilidade

Resumo

O desenvolvimento de modelos que, mediante determinados cenários, permitem avaliar e prever os processos erosivos, traduzem uma ferramenta fundamental para a gestão e ordenamento dos sistemas costeiros. Apoiados em Sistemas de Informação Geográfica, torna-se possível a identificação das áreas vulneráveis a tais processos. Contudo, nem todas as regiões costeiras se comportam da mesma forma perante a acção da erosão. Os manguezais, sistemas florestais que se encontram em regiões costeiras tropicais e subtropicais de todo o mundo encontram-se ameaçados pelos impactos da erosão, sendo este processo intensificado pela actividade humana. Sendo os manguezais de grande interesse económico, social e cultural, existe a necessidade de agilizar estes processos de forma a conservar estes ecossistemas. Nas três abordagens apresentadas neste trabalho, são representados diferentes tipos de avaliação da vulnerabilidade à erosão, destacando uma maior sobreavaliação de áreas representadas como vulnerabilidade alta, através da utilização do método baseado em escalas de pontos em comparação com as outras duas abordagens. A utilização do método baseado na comparação de parâmetros par a par, embora apresente semelhanças com o modelo onde foi empregado a raiz quadrada da média geométrica, representa uma maior percentagem de áreas de vulnerabilidade média a muito alta comparativamente. Em contrapartida, a utilização da raiz quadrada da média geométrica incitou maior percentagem de áreas ocupadas com a vulnerabilidade baixa e muito baixa. Esta última abordagem mostrou uma melhor resposta perante a realidade do Sistema estuarino Cananéia-Iguape. Estes três modelos qualitativos, baseados numa abordagem cognitiva, através da

utilização do conjunto de parâmetros definidos neste trabalho, constituem uma boa ferramenta para a espacialização da erosão nos diferentes manguezais do mundo.

Keywords: Coastal erosion, Geographical Information System, Mangroves, Vulnerability

Abstract

The development of models that, allow to evaluating and predict the erosion processes, are an important tool to the management and planning of coastal systems. It is possible to identify areas vulnerable to such processes backed up on Geographic Information Systems. However, not all coastal regions have the same behavior regarding erosion. Mangrove forests systems which are found in tropical and subtropical regions around the world are under threat by the impacts of erosion, being intensified by human activity. Mangrove forests systems in tropical and subtropical coastal regions all over the world are threatened by erosion and this is also intensified by human action. As mangroves are of strong economic, social and cultural interest, there is the need to mae happen these processes in order to preserve these ecosystems. On the three approaches presented in this work are shown different kinds of evaluation to vulnerability to erosion, highlighting a stronger overvaluation of the areas presented with a high vulnerability, through the use of points based on scales method when compared with two other approaches. The use of the method based on the comparison of parameters pairwise show a similarity to the model in which was applied the square root of the geometric mean, but it presents a higher percentage of vulnerability areas classified with medium vulnerability to very high vulnerability. On the other hand, the use of square root of the geometric mean led to a higher percentage of areas classified with low and very low vulnerability. This last approach showed a better response when faced with the reality of estuarine system of Cananéia-Iguape. These three qualitative models, based on a cognitive approach, using the set of parameters defined in this paper, are a good tool for the spatial distribution of erosion in different mangroves in the world.

Introdução

As zonas costeiras são caracterizadas por grandes depósitos arenosos compostos por inúmeras tipologias que vão desde planícies de praia a trechos lamosos que abrigam manguezais até à presença de zonas montanhosas. Pelo facto destas áreas serem compostas muitas vezes de sedimentos não consolidados faz com que estejam sempre sujeitas a alterações que ocorrem de forma natural através de processos geomorfológicos, mas que, em muitos casos, intensificados e acelerados pela acção antropogénica (Cohen & Lara 2003). Sendo as regiões costeiras dos sistemas mais dinâmicos e produtivos do planeta, mas extremamente vulneráveis ao stress ambiental e antropogénico, existe a necessidade de os preservar e conservar, desenvolvendo métodos de análise e previsão de vulnerabilidade de modo a permitir a sua gestão e sustentabilidade.

Os manguezais, sistemas florestais que se encontram em zonas costeiras, apresentam uma ampla distribuição por todo o planeta, podendo ser encontrados em áreas tropicais e subtropicais onde as condições topográficas e físicas do substrato são favoráveis ao seu estabelecimento (Jin-eong 1995). (Jin-eong 1995). Estes ecossistemas já cobriram mais de 200.000 Km² das zonas costeiras tropicais e subtropicais (Lignon et al. 2011). Todavia, estes estão a desaparecer a um ritmo alarmante, cerca de 1 a 2% por ano, perdas estas, que estão a decorrer na maioria dos países com este tipo de ecossistemas, sendo mais drásticas nos países em desenvolvimento (Lignon et al. 2011). A erosão costeira constitui um risco não só pela ameaça nos sistemas estuarinos como também reduz a capacidade das zonas costeiras para actividades antropogénicas (Domínguez et al. 2005). Embora estas áreas consigam acompanhar o nível natural dos processos erosivos, o seu aumento desenvolve níveis de stress levando ao colapso destes sistemas (Ellison & Stoddart 1991). A acção das marés permite a formação de ondas com maior energia, originando uma maior mobilização de sedimentos e um aumento da erosão costeira (Ellison & Stoddart 1991). Outro grande problema que incrementa a instabilidade e a erosão dos manguezais diz respeito as actividades antropogénicas que têm provocado a diminuição destas áreas essenciais para a diminuição da erosão (Naohiro et al. 2012; Makota et al. 2004). Guimarães et al. (2009) realizaram um estudo numa região tropical do norte do Brasil, relacionado com a conversão de áreas de mangue para infra-estruturas de aquacultura de camarão. A conversão destas áreas para além de retirar áreas de floresta, afectou a dinâmica dos manguezais da costa, diminuindo a sua distribuição nos últimos 30 anos. Rajkaran et al. (2004) monitorizaram o estuário de uma região tropical da África do Sul com o intuito de identificar o impacto provocado pelo desbaste da floresta de mangue. Esta actividade não só provocou uma diminuição da biodiversidade como também desencadeou uma aceleração para a destruição das restantes áreas protegidas. Como consequência principal deste declínio de floresta de mangue, a erosão é considerada como um dos grandes problemas das zonas costeiras da actualidade, sendo de

extrema importância para a tomada de decisões avaliar e prever riscos, de modo a evitar prejuízos (Cohen & Lara 2003).

Vários modelos matemáticos foram desenvolvidos e aperfeiçoados nos últimos 20 anos, com o intuito de prever a magnitude das perdas de solo pela erosão, colimando a implementação de ferramentas que possibilitem a avaliação de perdas do solo com propósitos de auxiliar na gestão das áreas de risco, principalmente em locais onde as perdas de solo tenham sido superiores aos limites toleráveis (Pereira & Coelho 2013). Estes modelos projectam inúmeros tipos de resultados na tentativa de quantificar o risco e a vulnerabilidade resultado frequentemente em mapas de risco e/ou de vulnerabilidade (Pereira & Coelho 2013). Diversos autores têm utilizado este tipo de modelos de forma a se compreender melhor a distribuição espacial da erosão (Amorim et al. 2010). Isto é possível devido à possibilidade de selecção de um conjunto de parâmetros que melhor se aproximam da realidade perante os processos erosivos. Várias tentativas do uso da Equação Universal da Perda do Solo (USLE) em diferentes regiões como técnica de previsão das taxas de erosão e avaliação de diferentes práticas de conservação do solo, mostram a necessidade de um cuidado especial nos valores de entrada de algumas variáveis (Area et al. 1998). Além disso, a equação é de valor limitado, uma vez que não fornece informações sobre o destino dos sedimentos, que decorrem durante os processos erosivos (Area et al. 1998). Dado todo este “feedback” de informação, vários modelos têm sido conduzidos para avaliar a previsão da erosão em diferentes condições de gestão do uso do solo, como também adaptar-se as necessidades do utilizador. O modelo Europeu de Erosão do Solo (EUROSEM) é um modelo de distribuição dinâmica, capaz de simular o transporte de sedimentos, erosão e deposição sobre a superfície terrestre, abordado por Area et al., (1998) descrevendo as características que o tornam diferente dos outros modelos, destacando que, para alguns países, a consequência mais importante da erosão é a sedimentação a jusante, em vez da perda de produtividade local, sendo então necessária a aplicação deste modelo ou de semelhantes para a obtenção de tais resultados. Cai et al. (2005) utilizaram o modelo Europeu de Erosão do Solo para avaliar dados de eventos individuais em localidades ingremes na China, e referem que, de acordo com os seus resultados obtidos, o EUROSEM, consegue simular o escoamento superficial razoavelmente bem, não sendo este capaz de simular em grande parte das vezes, a concentração de sedimentos e a taxa de perda de solo com precisão num único evento. No entanto, é capaz de diferenciar os impactos do uso da terra e as medidas de protecção do solo sobre o escoamento superficial, assim como a perda de solo total.

Muitos autores têm optado por abordagens cognitivas relativamente a modelos qualitativos, de forma a ser possível compreender melhor a distribuição espacial da erosão (Amorim et al. 2010). Como tal, foram desenvolvidos inúmeros modelos que descrevem a vulnerabilidade da erosão costeira em vários pontos do mundo através da agregação de um conjunto de parâmetros definido.

A combinação dos parâmetros varia de autor para autor, sendo que estes utilizam o algoritmo cujo resultado melhor descreve a vulnerabilidade global da áreas de estudo. Gornitz (1991) utilizou a raiz quadrada da média geométrica para calcular o CVI onde aplica a raiz quadrada do produto de cada variável a dividir pelo número de variáveis. O autor defende que a utilização da raiz quadrada suaviza o intervalo de valores em relação à utilização única do produto das variáveis, representado assim resultados menos díspares da realidade. Diferentemente de Gornitz (1991), Coelho et al. (2006) aplicaram um algoritmo mais complexo para o cálculo da vulnerabilidade global do distrito de Aveiro, em que combina a distância contínua à linha de costa com as restantes variáveis através de uma soma linear ponderada. Rao et al. (2009), combinaram os vários parâmetros da costa de Andhra Pradesh na Índia através da utilização de uma soma linear ponderada; a cada parâmetro foi atribuído um peso arbitrário, os valores mais elevados foram concebidos às variáveis dependendo da sua importância relativa. Modelos relativamente simples conseguem prever e descrever com certo grau de confiança os processos erosivos que decorrem em zonas costeiras, facilitando a complementação de diagnósticos integrados dos recursos naturais e das suas relações com as actividades humanas (Gulizar, 2007). Neste sentido, a avaliação do estado de tendência à erosão é necessário para estabelecer a magnitude e a extensão do problema, no sentido de despertar a atenção das mais diversas entidades, identificar os impactos da erosão e compreender a sua natureza e as suas causas e para definir uma resposta apropriada na gestão e na selecção de projectos no estabelecimento de tecnologias para atenuar/suprimir as causas dos erosivos.

Segundo a UNESCO (1999), o sistema estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape é umas das mais importantes áreas húmidas da costa Brasileira em termos de biodiversidade e produtividade natural. Este é reconhecido nacional e internacionalmente como o terceiro ecossistemas mais produtivo do Atlântico Sul, sendo considerado como Reserva da Biosfera da Mata Atlântica em 1993, bem como Sítio do Património Mundial Natural, do conhecimento científico e da preservação de valores humanos e do saber tradicional com vista a modelos de desenvolvimento sustentável, devido à boa preservação das suas características ambientais (UNESCO 1999). Esta região, tal como muitas do litoral sul de São Paulo, apresentam diversas áreas protegidas devido à sua relevância ambiental e importância como habitat de espécies marinhas e estuarinas, sendo possível encontrar nesta região, dezenas de ilhas, manguezais em bom estado de conservação, afluência de pequenos rios não poluídos e uma ocupação humana relativamente pequena, garantindo desta maneira os atributos naturais a esta região (SEMESP 1990). Apesar dos manguezais do Litoral Sul de São Paulo serem considerados como os mais conservados do Estado, estes apresentam ocorrências de clareiras em áreas de mangue, e um aumento de macrófitas aquáticas invasoras (Lignon & Kampel 2011). Para além destes problemas, de salientar também os efeitos provocados pela abertura do canal artificial Vale Grande que provocou mudanças drásticas não só na salinidade do estuário como também alterou os padrões de

sedimentação (Lignon & Kampel 2011). O conjunto de todos estes factores contribuem para um aumento na vulnerabilidade da erosão na área de estudo, sendo assim necessário identificar os critérios que melhor traduzam este processo.

O desenvolvimento de metodologias para uma adequada gestão da zona costeira do sistema estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape é essencial, em particular para a conservação e preservação dos manguezais uma grande fonte de biodiversidade e de recursos (Manassrisuksi et al. 2001; Rao et al. 2009). O objectivo do modelo desenvolvido consistiu na espacialização da vulnerabilidade global da erosão costeira da região. É um método qualitativo, baseado numa abordagem cognitiva, sendo definidos um conjunto de factores em termos de categorias de sensibilidade definidos através de opiniões de especialistas (Szlafsztein & Sterr 2007; Rao et al. 2009; Gornitz 1991; Gornitz et al. 1994; Edet 2004; Coelho et al. 2006). A abordagem foi constituída por três etapas:

1. Definição dos parâmetros de vulnerabilidade;
2. Classificação dos parâmetros num intervalo de valores;
3. Combinação dos parâmetros.

O presente artigo tem como objectivo desenvolver um modelo de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) que melhor se adaptasse à complexidade dos manguezais. para determinação da vulnerabilidade e risco de erosão costeira em manguezais no Sistema estuarino Cananéia-Iguape, S. Paulo, Brasil. Foi desenvolvida uma abordagem multidisciplinar e informação adequada, através da adaptação ao sistema em estudo de um conjunto de modelos já existentes e validados para outras áreas geográficas e sistemas costeiros diferentes que, com a sua conciliação traduzem num modelo que representa a vulnerabilidade à erosão, sendo esta ferramenta fundamental para a gestão deste sistemas.

Materiais e Métodos

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido no sistema estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape no Litoral Sul Paulista do Estado de São Paulo, sendo este formado por um conjunto ambientes complexos associados a ilhas-barreira, manguezais, canais lagunares, planícies lamacentas e por pântanos (Besnard 1950). Este sistema situa-se no extremo sul da costa paulista entre as latitudes 24°52'00''S e 25°05'00''S (Figura 2), encontrando-se limitado a norte pelo município de Iguape, a este pela Ilha Comprida, a oeste pela Serra do Mar e a Sul pelas ilhas de Cananéia e do Cardoso.

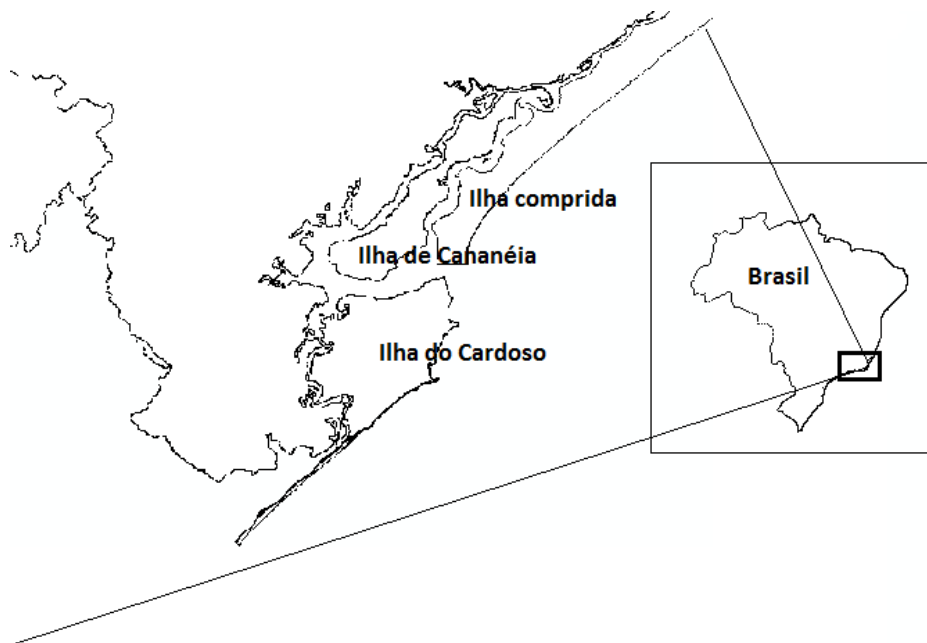


Figura 2 - Localização da área de estudo, o sistema estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape, no extremo sul do litoral do Estado de São Paulo, Brasil (24°52'00''S/25°05'00''S e 47°55'00''O/48°06'00''O).

O presente sistema encontra-se ligado com o oceano através de duas ligações: a norte, através de um único canal (Barra de Icapara) e a sul através de dois canais (Barra de Cananéia e de Ararapira). A área do município é de 1.242,010 Km² e, segundo o IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) tem uma população estimada em 12.220 habitantes (dados de 2011). É na região de Cananéia que se encontra o canal principal do sistema (Mar de Cananéia), com uma largura não superior a 1km e de aproximadamente 75km de comprimento, seguindo paralelo à Ilha Comprida e com maior profundidade junto à barra de Cananéia (6 a 7m) (Miyao et al. 1986).

A floresta de manguezal do sistema estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape

Neste tipo de regiões costeiras é muito comum a predominância de manguezais, sendo este sistema estuarino caracterizado pelo mangue preto (*Avicennia schaueriana*), o mangue vermelho (*Rhizophora mangle*), e o mangue branco (*Laguncularia racemosa*) (Novelli et al. 1990). Nesta região é muito comum o crescimento de *Spartina* em baixios pantanosos durante o verão; as folhas e as raízes deste género de plantas promove o abrigo para a comunidade animal, sendo esta dominada por isópodes, anfípodes, poliquetas, gastrópodes, bivalves e decápodes (Novelli et al. 1990). Grande parte das populações animais segue o ciclo destas gramíneas, quando alcança máxima formação de cobertura vegetal no outono, ou máxima formação de manta morta no inverno, suportando uma maior e diversificada comunidade (Novelli et al. 1990).

Recolha de dados relevantes relativamente aos parâmetros de vulnerabilidade

A interpretação de imagens satélite e fotografia aérea constituiu a melhor forma para a recolha de dados (Guebas et al. 2000; Cohen & Lara 2003). O principal motivo da utilização destas ferramentas foi devido, à grande extensão de terreno ocupado por manguezais e ao difícil acesso a estes, reduzindo assim o custo para a obtenção de dados referentes a estes sistemas estuarinos (Kairo et al. 2002). De salientar que uma fonte de dados espaciais em grande escala temporal, possibilita comparação e detecção de alterações em manguezais (Guebas et al. 2000). Além da interpretação deste tipo de imagens, existiu ainda a possibilidade de utilizar outro tipo de ferramentas e processos de forma a recolher dados com maior detalhe. Para tal foi utilizada a georreferenciação que consiste num processo de levantamento ou implementação, de pontos da superfície terrestre, tornando as suas coordenadas conhecidas num dado sistema de referência (Apan & Peterson 1998). Através deste processo, é possível a criação de mapas temáticos ou acrescentar dados ou informações a mapas já existentes. Complementarmente foi efectuada a recolha de dados apoiados em funções baseadas no conhecimento de domínio específico, constitui uma abordagem mais complexa para a obtenção de dados, sendo que através da utilização de algoritmos é possível a criação de dados específicos e até, a correcção de dados já trabalhados (Pundt 2002). Dado não existir uma base de dados já previamente estabelecida, e com a necessidade de introdução de informação detalhada, os processos acima descritos mostraram-se adequados para uma boa recolha de informação para definição e construção dos parâmetros de vulnerabilidade.

Avaliação e classificação dos parâmetros de vulnerabilidade

Diversos autores têm utilizado diferentes tipos de parâmetros para a classificação da vulnerabilidade à erosão em regiões costeiras. Gornitz (1991) utilizou a altitude, geologia, geomorfologia, deslocamento da linha costeira, amplitude das marés, altura das ondas e as taxas de erosão. Bryan et al. (2001) utilizaram a altitude, exposição à ondulação, declive e exposição solar. Domínguez et al. (2005) utilizaram a densidade urbana, dispersão da ocupação, área de cultivo e áreas de recreação e naturalistas. Coelho et al. (2006) utilizaram a altitude, distância à linha de costa, máxima amplitude de maré, máxima altura de onda significativa, taxa média de erosão/acrecção, geologia, geomorfologia, ocupação do solo e acções antropogénicas. Devido à grande complexidade dos manguezais, a abordagem utilizada por Coelho et al. (2006) possibilita a escolha de um maior número de parâmetros que representem a dinâmica destes complexos estuarinos (Ewel et al. 1998). Segundo Coelho et al. (2006), para ponderar os diversos factores, deverá ser feita uma classificação de vulnerabilidade para efeitos de delimitação das zonas críticas. Com base nestas abordagens foi definido o conjunto de parâmetros que melhor caracterizam as áreas de manguezais são i) Altitude (m); ii) Geomorfologia; iii) Geologia; iv) Ocupação do solo; v) Acções antropogénicas; vi) Distância à linha de costa (m); vii) Máxima

amplitude das marés (m). A tabela 1 representa o conjunto desses parâmetros, assim como as suas avaliações perante a vulnerabilidade (Gornitz 1991; Bryan et al. 2001; Domínguez et al. 2005; Coelho et al. 2006)

Tabela 1 - Parâmetros definidos para a área de estudo (Gornitz 1991; Bryan et al. 2001; Domínguez et al. 2005; Coelho et al. 2006)

Parâmetro/Vulnerabilidade	1-Muito baixa	2-Baixa	3-Média	4-Alta	5-Muito Alta
Altitude (m)	>30	20 a 30	10 a 20	5 a 10	<5
Geomorfologia	Montanhas	Arribas rochosas	Pântanos de água salgada Manguezais Recifes de coral Praias abrigadas	Planícies aluviais Praias expostas Estuários	Dunas Restingas Deltas
Geologia	Rochas magmáticas	Rochas metamórficas	Rochas sedimentares	Sedimentos não consolidados de grandes dimensões	Sedimentos não consolidados de pequenas dimensões
Ocupação do solo	Floresta	Vegetação rasteira, solo cultivado	Solo não revestido	Urbanização rural	Urbanização
Ações antropogénicas	Intervenções com estruturas de manutenção da posição da linha da costa	Intervenções sem estruturas, mas sem evidência de redução de fontes sedimentares	Intervenções sem estruturas, mas com evidência de redução nas fontes sedimentares	Sem intervenções e sem evidências de redução nas fontes sedimentares	Sem intervenções e com evidência de redução nas fontes sedimentares
Distância à linha de costa (m)	>1000	200 a 1000	50 a 200	20 a 50	<20
Máxima amplitude das marés (m)	<1	1 a 2	2 a 4	4 a 6	>6

Dado que os parâmetros se encontrarem com graus de grandeza diferentes, foi necessário classificá-los de modo a transformá-los para a mesma escala (Dumas et al. 2010). A escala de classificação da vulnerabilidade variou entre 1 (muito baixa) e 5 (muito alta).

Seleção do algoritmo e combinação dos vários parâmetros de vulnerabilidade

Nem todos os algoritmos traduzem um resultado que representa a realidade tal e qual como é. É necessário testar vários algoritmos até se encontrar resultados fiáveis. Gornitz (1991), utilizou a raiz quadrada da média geométrica para combinar os vários parâmetros, onde x representa o parâmetro e n o número total de parâmetros.

$$CVI = \left[\frac{1}{n} (x_1 \times x_2 \times \dots \times x_n) \right]^{\frac{1}{2}}$$

x – parâmetro n – número total de parâmetros

Jamrah et al. (2008) e Edet (2004) calcularam a vulnerabilidade global através de outra abordagem. Utilizaram uma soma linear ponderada, atribuindo a cada parâmetro, um peso, multiplicando por este, somando os resultados onde X corresponde ao parâmetro individual e N o peso atribuído.

$$CVI = \sum X_i \times N_i$$

X – parâmetro individual N – peso atribuído ao parâmetro

O CVI corresponde Coastal Vulnerability Index, representando o índice de vulnerabilidade final. A utilização da soma linear ponderada permite a utilização de várias metodologias de atribuição de pesos aos parâmetros. Jamrah et al., (2008) utilizaram um método baseado em escalas de pontos, onde, para cada parâmetro é escolhido um dos valores numa escala definida. Atribuindo um valor de uma escala de 1 a 5 a cada parâmetro, procedendo-se desta forma à normalização dos valores de forma a gerar um conjunto de pesos. Uma outra abordagem de atribuição de pesos, pode ser conseguida através da utilização de métodos baseados na comparação de critérios par-a-par, também conhecida como processo hierárquico analítico (AHP). Esta metodologia desenvolvida por (Saaty 1977; Saaty 1987; Saaty 1980), consiste na comparação de n parâmetros, apoiados numa matriz quadrada de comparação de $n \times n$, onde ao longo das colunas e linhas estão dispostos os parâmetros segundo a mesma ordem (Tabela 2).

Tabela 2 - Matriz de Saaty (Saaty 1977; Saaty 1987; Saaty 1980)

Parâmetros	A	B	C	D	E	F	G
A	1	3	3	5	7	7	9
B	1/3	1	1	3	3	7	7
C	1/3	1	1	3	3	5	7
D	1/5	1/3	1/3	1	1	5	7
E	1/7	1/3	1/3	1	1	5	7
F	1/7	1/7	1/5	1/5	1/5	1	5
G	1/9	1/7	1/7	1/7	1/7	1/5	1

Desta forma a_{ij} representa a importância relativa do parâmetro da linha i face ao parâmetro da coluna j . Como a matriz é recíproca, apenas é necessário analisar a metade triangular inferior. De maneira a normalizar todas as comparações par a par, Saaty, (1980) propôs uma escala de comparação dos parâmetros apoiada em nove níveis numéricos (Tabela 3).

Tabela 3 - Escala de comparação dos parâmetros (Saaty 1977; Saaty 1987; Saaty 1980)

Valor	Definição
1	Igual importância
3	Pouco importante
5	Muito importante
7	Bastante importante
9	Extremamente importante

Para o caso do parâmetro a_i ser de importância inferior ao parâmetro a_j , utiliza-se o inverso do número apresentado pela escala de (Saaty 1980). Para além destas abordagens de atribuição de pesos, existe casos como Coelho et al. (2006), onde constroem um algoritmo, sendo exemplo, a abordagem utilizada por este, em que, utiliza uma variável da área de estudo para combinar com os restantes parâmetros, procedendo desta forma a uma soma linear ponderada. Esta nova variável serve como peso, associado a cada parâmetro.

Resultados

As figuras 3,4 e 5, apresentam exemplos de mapas de vulnerabilidade global, os quais foram construídos com a utilização de três modelos diferentes para combinar os parâmetros de uma região.

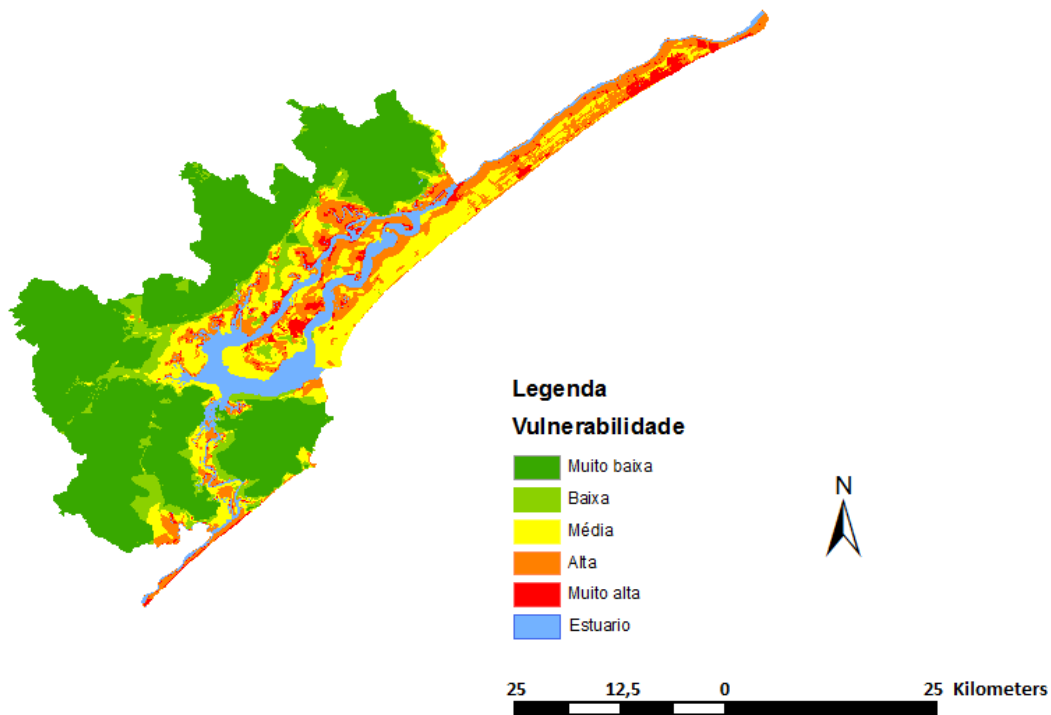


Figura 3 - Mapa de vulnerabilidade à erosão (raiz quadrada da média geométrica) (Gornitz 1991)

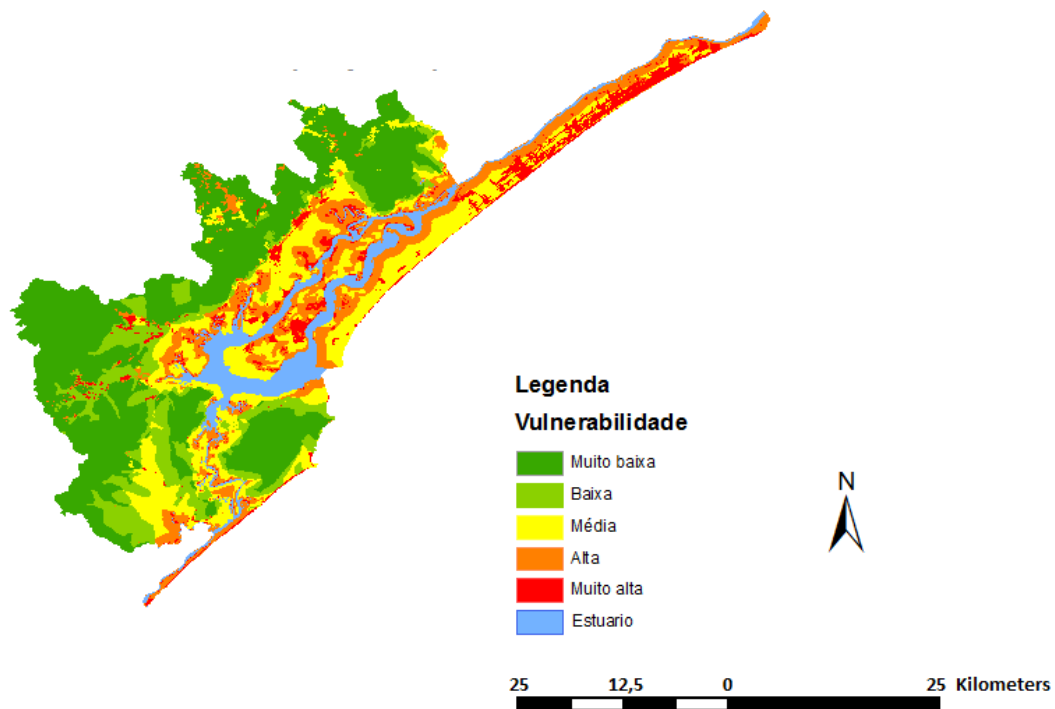


Figura 4 - Mapa de vulnerabilidade à erosão (Método baseado na comparação de parâmetros par a par) (Jamrah et al., 2008)

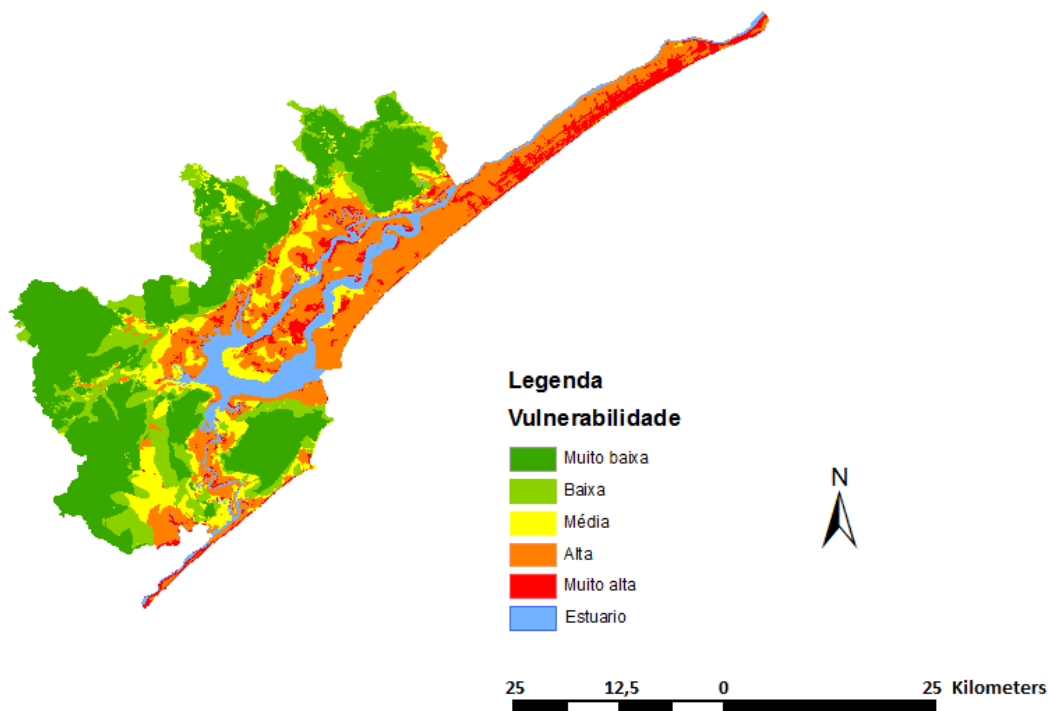


Figura 5 - Mapa de vulnerabilidade à erosão (Método baseado em escalas de pontos) (Saaty 1977; Saaty 1987; Saaty 1980)

Como será de esperar, os diferentes algoritmos apresentam resultados diferentes de vulnerabilidade global. Neste três mapas é de salientar o elevado nível de vulnerabilidade muito alta, representada nos mapas onde se empregou a soma linear ponderada relativamente ao mapa com a abordagem da raiz quadrada da média geométrica. Outro facto que se sobressai na utilização da soma linear ponderada é a sobreavaliação de áreas representadas como vulnerabilidade alta, onde se destaca uma maior percentagem para o caso onde foi utilizado o método baseado em escalas de pontos. Em contrapartida, a utilização da raiz quadrada da média geométrica incitou maior percentagem de áreas ocupadas com a vulnerabilidade baixa e muito baixa. A utilização do método baseado na comparação de parâmetros par a par, embora apresente semelhanças com o modelo onde foi empregue a raiz quadrada da média geométrica, representa uma maior percentagem de áreas de vulnerabilidade média a muito alta comparativamente com o modelo da raiz quadrada da média geométrica. Estes três exemplos evidenciam as discrepâncias entre os modelos, podendo induzir em erro o utilizador, caso este não tenha conhecimento sobre a realidade da área em estudo.

Discussão

Os manguezais, florestas características de regiões tropicais e subtropicais, são de grande importância não só do ponto de vista dos recursos que estas proporcionam como também a protecção que oferecem às regiões locais e a toda comunidade animal (Mazda et al. 2002). Estes sistemas florestais têm sido utilizados como fonte de recursos renováveis (Manassrisuksi et al. 2001). No entanto a pressão gerada com o aumento da população nestas regiões, incrementou uma excessiva exploração dos recursos de tal forma que a sua “renovação” não consegue acompanhar tais níveis de exploração (Manassrisuksi et al. 2001). Estas pressões, associadas à dinâmica natural destes sistemas, tem vindo a acentuar os processos erosivos, originando uma diminuição das áreas ocupadas por manguezais (Filho et al. 2006). Uma grande quantidade destas áreas florestais, acaba por se extinguir, pois as alterações do equilíbrio entre as perdas e entradas de sedimentos são de tal forma críticas que é necessário a intervenção do homem para ajudar a regeneração dos manguezais (Cohen & Lara 2003; Filho et al. 2006)

Para regular estas modificações a identificação de um conjunto de parâmetros de avaliação e previsão torna-se essencial para determinar quais os factores que maior influência pesam perante os processos erosivos. Os parâmetros definidos e determinados neste trabalho para determinação da vulnerabilidade de erosão costeira em manguezais mostraram-se adequados para o desenvolvimento de um modelo para o Sistema estuarino Cananéia-Iguape, S. Paulo, Brazil. A abordagem multidisciplinar efectuada, através da adaptação ao sistema em estudo de um conjunto de informações de modelos já existentes e validados para outras áreas geográficas e sistemas costeiros diferentes, permitiu traduzir a realidade do sistema costeiro em estudo num modelo espacial que representou a vulnerabilidade à erosão, ferramenta fundamental para a gestão do Sistema estuarino Cananéia-Iguape, S. Paulo, Brasil.

A **altitude** traduz a susceptibilidade à inundação que segundo Coelho et al. (2006) estabelece a distinção entre as zonas costeiras de grande declive e as planas. Szlafsztein & Sterr (2007) explicam a necessidade da inclusão deste parâmetro, referindo que a falta deste tipo de dados torna difícil a avaliação quantitativa do risco de inundação e do aumento do nível do mar. A **geomorfologia** representa as diferentes morfologias ao longo da região costeira, podendo ser descrita por zonas montanhosas, pântanos, manguezais ou dunas, estando este parâmetro, segundo Diez et al. (2007) directamente relacionado com os processos erosivos através do aumento da ondulação. Relativamente à **geologia**, o parâmetro utilizado por Gornitz et al. (1994), Gornitz (1991) e Coelho et al. (2006) permite avaliar a natureza das rochas e dos sedimentos da região costeira em estudo, estando o tipo de rocha ligado directamente aos processos erosivos; rochas de maior dureza como as magmáticas tornam-se menos susceptíveis a tal acontecimento em comparação com sedimentos não consolidados de pequenas dimensões. Embora a **ocupação do solo** não costume ser utilizada nas classificações de vulnerabilidade, introduziu-se este

parâmetro para calcular a vulnerabilidade global à erosão. Face aos níveis sócio-económicos baixos das populações desta região, existe a tendência de ordenamento desordenado, incitando alterações no revestimento natural do solo, através do abate de grandes áreas de floresta para a construção de infra-estruturas (Casasnovas et al. 2009). Por este motivo, introduziu-se esta variável nesta metodologia. As perdas de solo estão directamente associadas a **acções antropogénicas** (Lewis & Nyamulinda 1996). Mesmo que se utilizem práticas conservacionistas para reduzir o potencial erosivo, as taxas de perda de solo podem permanecer excessivas (Lewis & Nyamulinda 1996). Embora algumas intervenções de estabilização da linha costeira apresentem o intuito de reduzir a vulnerabilidade, estas podem-se traduzir num efeito contrário (Coelho et al. 2006). A vulnerabilidade aos processos erosivos aumenta com a proximidade à zona de interacção com o mar, afectando os diferentes tipos de ocupações destas áreas (Filho et al. 2006). Por este motivo introduziu-se o parâmetro de **distância à linha de costa** para a obtenção de um mapa de vulnerabilidade global. **A máxima amplitude das marés** está ligada tanto à inundação como ao risco de erosão (Gornitz 1991). Embora uma grande amplitude de marés dissipe a energia das ondas, limitando as áreas de praia a um breve período de maré baixa, também delimita uma zona ampla de áreas húmidas que serão mais susceptíveis a inundações (Gornitz 1991). A velocidade da água da água é maior na vazante permitindo assim uma maior movimentação de sedimentos em zonas de inundação (Mazda et al. 1995). Quando o índice de exposição ao impacto das ondas é combinado com as áreas de baixa altitude, proporciona um indicador de vulnerabilidade costeira (Bryan et al. 2001).

De modo a avaliar o desempenho dos modelos de risco de erosão, bem como validar esses modelos para diferentes condições de gestão do solo, importa analisar e comparar os resultados obtidos com os múltiplos trabalhos que têm sido conduzidos noutras áreas geográficas. Fierros, Rueda, & Moreira, (1987), aplicaram a U.S.L.E. (Universal Soil Loss Equation) para uma avaliação da previsão da erosão numa área de floresta ardida na Galiza, conseguindo apenas, que alguns resultados dos factores da equação tivessem uma relação com os dados experimentais. Lin, Lin, & Chou, (2002) utilizaram o modelo U.S.L.E. para prever a erosão do solo e estimar a quantidade de sedimentos numa bacia hidrográfica na Tailândia, sendo a quantidade média de sedimentos erodidos de $2,35 \times 10^6$ t para uma área de bacia hidrográfica de 645,21 Km². Lufafa et al. (2003) previram a perda de solo numa micro-bacia no Lago Victória, e avaliaram os diversos métodos de parametrização da erosão da Equação Universal da Perda de Solo; A separação da área de estudo através do declive, fez com que se previsse melhores resultados para as encostas em comparação com os cumes e fundos de vales, variando os resultados em média entre 20 a 30 t/ha; Quando a cobertura e previsão da erosão foram combinadas, em média, as previsões da erosão variaram entre 33 e 42 t/ha. Angima et al. (2003), trabalharam com o modelo R.U.S.L.E. (Revised Universal Soil Loss Equation) para prever a perda de solo a longo prazo na bacia Kianjuki no Kenya, calculando individualmente cada variável da equação universal, tendo sido previsto uma perda anual de solo de 1134 t/ha por ano; Com este modelo conseguiu-se também identificar

os lugares específicos onde decorrem os processos erosivos associados a cada segmento de escoamento superficial na bacia, para diferentes tipos de práticas de gestão na área de estudo. Dumas et al. (2010), utilizaram dois modelos para a espacialização e quantificação do potencial de erosão, utilizando um modelo cognitivo e a Equação Universal da Perda do Solo para a avaliação das taxas anuais da perda de solo na Nova Caledonia, Melanésia; A taxa de erosão resultante variou entre 0 e 3300 t/ha por ano na área de estudo com uma média de 18 t/ha; Relativamente à comparação entre os dois modelos, é referido neste trabalho, que o modelo cognitivo é considerado um modelo “expert”, fornecendo um nível qualitativo, enquanto o modelo U.S.L.E. quantifica as perdas de solo. Amorim et al., (2010), utilizaram os modelos U.S.L.E., R.U.S.L.E. e W.E.P.P.(Water Erosion Prediction Project) para diferentes condições edafo-climáticas de modo a avaliar o seu desempenho na previsão das perdas de solo; Nenhum dos modelos avaliados, apresentou a melhor estimativa nos cenários de gestão do solo analisados; O W.E.P.P. foi o modelo mais eficiente nas estimativas das perdas do solo, apresentam um resultado de 46% sob as condições simuladas, com perdas de 5,19 Kg/m² por ano, seguido da R.U.S.L.E. com 42% e perdas de 5,87 Kg/m² e por último o U.S.L.E. com 12 % e com perdas de 8,53 Kg/m² por ano.

A análise da complexidade das interações que decorrem em grande escala e dos processos que decorrem na região em estudo é necessária para auxiliar a escolha do melhor modelo para calcular a vulnerabilidade global (Cozannet et al. 2013). As três abordagens descritas neste trabalho mostraram ter contribuído para uma melhor compreensão da distribuição espacial da vulnerabilidade de erosão. Embora estas utilizem os mesmos parâmetros de entrada, os resultados obtidos, após a utilização dos diferentes algoritmos apresentaram algumas diferenças significativas, sendo que deve existir sempre espírito crítico para a escolha da melhor opção. A utilização da soma linear ponderada, tem a vantagem de se poder moldar a áreas de estudo diferentes, através da atribuição de pesos (Store & Kangas 2001). A sobreavaliação dos parâmetros aparentou ser um aspecto que deve merecer uma abordagem mais detalhada em futuro próximo, dado terem condicionado os resultados obtidos (Pereira & Coelho 2013). Relativamente à utilização da raiz quadrada da média geométrica, aparentou ser instável a pequenas alterações nos parâmetros (Diez et al. 2007). O desvio da categoria de uma das variáveis relativamente á das outras, pode modificar substancialmente os resultados, representando alterações importantes na análise da vulnerabilidade (Diez et al. 2007).

Tal como constatado noutros trabalhos, existe a necessidade de desenvolver estudos regulares e contínuos de modo a prever o comportamento dos processos erosivos no sistema estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape, de forma a prevenir a degradação dos ecossistemas costeiros (Lewis & Nyamulinda 1996). A aplicação deste tipo de abordagem permitirá desenvolver uma grande variedade de novas metodologias com diferentes tipos de aplicação que não só identificam as áreas mais vulneráveis como também calculam as taxas de erosão (Dumas et al. 2010). Actualmente é muito comum a utilização de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) como

instrumento de tratamento de informação espacial e um conjunto de procedimentos computacionais que permitem e facilitam a análise, representação e gestão de áreas e de fenómenos que ocorrem (Chrisman 2001). A informação fornecida pelos SIG, permite várias combinações que poderão vir a ser usadas para resolver uma grande quantidade de questões que envolvem dados espaciais (Carver 1991). A principal vantagem da utilização de SIG relativamente a outras metodologias, é a sua capacidade de armazenar, modificar e recuperar grandes conjuntos de dados de origem heterogénea e de representar estes num formato visual (Krause et al. 2004). A utilização destas ferramentas depende da qualidade, disponibilidade e precisão dos dados, sendo necessário ter em conta estes aspectos para se deter uma base científica sólida de modo a não submeter em risco qualquer trabalho proveniente de tais fontes (Krause et al. 2004) A aplicação de SIG para avaliar, mapear e quantificar o conjunto de variáveis que contribuem para a erosão das áreas de risco é essencial para perceber a dinâmica dos manguezais.

Referências Bibliográficas

Amorim, R., Silva, D., Pruski, F., Matos, A., 2010. Avaliação do desempenho dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para diferentes condições edafoclimáticas do BRASIL. , 30(6), pp.1046–1049.

Angima, S., Stott, D., O'Neill, M., Ong, C., Weesies, G., 2003. Soil erosion prediction using RUSLE for central Kenyan highland conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 97(1-3), pp.295–308.

Apan, A.A. & Peterson, J.A., 1998. Probing tropical deforestation. *Applied Geography*, 18(2), pp.137–152.

Area, N.P., Collins, F. & Leuven, K.U., 1998. The European soil erosion model (EUROSEM): A dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. *Earth Surface Processes and Landforms*, 23(6), pp.527–544.

Besnard, W., 1950. Considerações gerais em torno da região lagunar de Cananéia-Iguape: I. *Boletim do Instituto Paulista de Oceanografia*, 1(2), pp.09–26.

Bryan, B., Harvey, N., Belperio, T., Bourman, B., 2001. Distributed process modeling for regional assessment of coastal vulnerability to sea-level rise. *Environmental Modeling and Assessment*, 6(1), pp.57–65.

Cai, Q., Wang, H., Curtin, D., Zhu, Y., 2005. Evaluation of the EUROSEM model with single event data on steepplands in the three gorges reservoir areas, China. *Catena*, 59(1), pp.19–33.

Carver, S.J., 1991. International journal of geographical information systems integrating multi-criteria evaluation with geographical information systems geographical information systems. *International Journal of Geographical Information Systems*, 5(3), pp.321–339.

Casasnovas, J.A.M., Ramos, M.C. & Hernández, D.G., 2009. Effects of land-use changes in vegetation cover and sidewall erosion in a gully head of the Penedès region (northeast Spain). *Earth Surface Processes and Landforms*, 34(14), pp.1927–1937.

Chrisman, N., 2001. *Exploring geographic information systems* 2nd ed., New York: Wiley.

Coelho, C., Veloso, R.S.F. & Pinto, F.T., 2006. Modelos de previsão da evolução da configuração costeira Risk evaluation . Predictive models of coastal configuration evolution. In 1as Jornadas de Hidráulica, Recursos Hídricos e Ambiente. Porto, pp. 17–25.

Cohen, M.C.L. & Lara, R.J., 2003. Temporal changes of mangrove vegetation boundaries in Amazonia: application of GIS and remote sensing techniques. *Wetlands Ecology and Management*, 11(4), pp.223–231.

Cozannet, G.Garein, M., Bulteau, T., Yates, M., Mendez, M., Bails, A., Idier, D., Oliveros, C., 2013. An AHP-derived method for mapping the physical vulnerability of coastal areas at regional scales. *Natural Hazards and Earth System Science*, 13(5), pp.1209–1227.

Diez, P.G., Perillo, G.M.E. & Piccolo, M.C., 2007. Vulnerability to sea-level rise on the coast of the Buenos Aires province. *Journal of Coastal Research*, 231, pp.119–126.

Domínguez, L., Anfuso, G. & Gracia, F.J., 2005. Vulnerability assessment of a retreating coast in SW Spain. *Environmental Geology*, 47(8), pp.1037–1044.

Dumas, P., Prontemps, J., Mangeas, M., Luneau, G., 2010. Developing erosion models for integrated coastal zone management: a case study of The New Caledonia west coast. *Marine pollution bulletin*, 61(7-12), pp.519–29.

Edet, A.E., 2004. Vulnerability evaluation of a coastal plain sand aquifer with a case example from Calabar, southeastern Nigeria. *Environmental Geology*, 45(8), pp.1062–1070.

Ellison, J.C. & Stoddart, D.R., 1991. Mangrove ecosystem collapse during predicted sea-level rise: Holocene analogues and implications. *Journal of Coastal Research*, 7(1), pp.151–165.

Ewel, K.C., Twilley, R.R. & Ong, J.E., 1998. kinds of mangrove forests provide different goods and services. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7(1), pp.83–94.

Fierros, F.D., Rueda, E.B. & Moreira, R.P., 1987. Evaluation of the U.S.L.E. for the prediction of erosion in burnt forest areas in Galicia (N.W. SPAIN). *catena*, 14(1-3), pp.189–199.

Filho, P.W.M.S., Martins, E. do S.F. & Costa, F.R., 2006. Using mangroves as a geological indicator of coastal changes in the Bragança macrotidal flat, Brazilian Amazon: A remote sensing data approach. *Ocean & Coastal Management*, 49(7-8), pp.462–475.

Gornitz, V., 1991. Global coastal hazards from future sea level rise. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 89(4), pp.379–398.

Gornitz, V., Daniels, R., White, T., Birdwell, K., 1994. The development of a coastal risk assessment database: Vulnerability to sea-level rise in the U.S. southeast. *Journal of Coastal Research*, (12), pp.327–338.

Guebas, F., Verheyden, A., Genst, W., Hettiarachchi, S., Koedam, N., 2000. Four decade vegetation dynamics in Sri Lankan mangroves as detected from sequential aerial photography: A case study in Galle. , 67(2), pp.741–759.

Guimarães, A., Travassos, P., Filho, P., Gonçalves, F., Costa, F., 2009. Impact of aquaculture on mangrove areas in the northern Pernambuco Coast (Brazil) using remote sensing and geographic information system. *Aquaculture Research*, 41(6), pp.828–838.

Gulizar, O., 2007. Vulnerability of coastal areas to sea level rise: A case study on Goksu Delta. Middle East Technical University.

Jamrah, A., Al-Futaisi, A., 2008. Assessment of groundwater vulnerability in the coastal region of Oman using DRASTIC index method in GIS environment. *Environmental monitoring and assessment*, 147(1-3), pp.125–38.

Jin-eong, O., 1995. The ecology of mangrove conservation & management. *Hydrobiologia*, 295(1-3), pp.343–351.

Kairo, J.G., Kivyatu, B. & Koedam, N., 2002. Application of remote sensing and GIS in the management of mangrove forests within and adjacent to Kiunga marine protected area ., *Environment, Development and Sustainability*, 4(2), pp.153–166.

Krause, G., Bock, M., Weiers, S., Braun, G ., 2004. Mapping land-cover and mangrove structures with remote sensing techniques: a contribution to a synoptic GIS in support of coastal management in North Brazil. *Environmental management*, 34(3), pp.429–40.

Lewis, L. & Nyamulinda, V., 1996. The critical role of human activities in land degradation in Rwanda. *Land Degradation & Development*, 7(1), pp.47–55.

Lignon, M., Coelho, C., Almeida, R., Menghini, R., Novelli, Y., Cintrón, G., Guebas, F., 2011. Characterisation of mangrove forest types in view of conservation and management : a review of

mangals at the Cananéia region , São Paulo State , Brazil. *Journal of Coastal Research*, 64(57), pp.349–353.

Lignon, M.C. & Kampel, M., 2011. Análise multitemporal de imagens Landsat para monitoramento de áreas de manguezal: subsídio à gestão costeira do litoral sul do Estado de São Paulo. In *Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Curitiba, pp. 5032–5038.

Lin, C.-Y., Lin, W.-T. & Chou, W.-C., 2002. Soil erosion prediction and sediment yield estimation: the Taiwan experience. *Soil and Tillage Research*, 68(2), pp.143–152.

Lufafa, A., Wenywa, M., Isabirye, M., Majaliwa, M., Woomer, P., 2003. Prediction of soil erosion in a Lake Victoria basin catchment using a GIS-based Universal Soil Loss model. *Agricultural Systems*, 76(3), pp.883–894.

Makota, V., Sallema, R. & Mahika, C., 2004. Monitoring shoreline change using remote sensing and GIS: A case study of Kunduchi area , Tanzania. *West Indian Ocean Journal of Marine Science*, 3(1), pp.1–10.

Manassrisuksi, K., Weir, M. & Ali, Y., 2001. Assessment of a mangrove rehabilitation programme using remote sensing and gis : A case study of Amphur Khlung , Chantaburi province , eastern Thailand. In the 22nd Asian Conference on Remote Sensing ACRS. pp. 1338–1343.

Mazda, Y., Kanazawa, N. & Wolanski, E., 1995. Tidal asymmetry in mangrove creeks. *Hydrobiologia*, 295(1-3), pp.51–58.

Mazda, Y., Magi, M., Kogo, M., Hong, P., 1997. Mangroves as a coastal protection from waves in the Tong King delta, Vietnam. *Mangroves and Salt Marshes*, 1(2), pp.127–135.

Mazda, Y., Magi, M., Nanao, H., Kogo, M., Miyagi, T., Kanazawa, N., Kobashi, D., 2002. Coastal erosion due to long-term human impact on mangrove forests. *Wetlands Ecology and Management*, 10(1), pp.1–9.

Miyao, S.Y., Nishihara, L. & Sarti, C.C., 1986. Características físicas e químicas do Sistema estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 34(1), pp.23–36.

Naohiro, M., Putth, S. & Keiyo, M., 2012. Mangrove rehabilitation on highly eroded coastal shorelines at Samut Sakhon, Thailand. *International Journal of Ecology*, 2012(1), pp.1–11.

Novelli, Y.S., Mesquita, H. de S.L. & Molero, G.C., 1990. The Cananéia Lagoon estuarine system, São Paulo, Brazil. *Estuaries*, 13(2), pp.193–203.

Pereira, C. & Coelho, C., 2013. Mapas de risco das zonas costeiras por efeito da ação energética do mar. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, 13(1), pp.27–43.

Pundt, H., 2002. Field Data Collection with Mobile GIS : Dependencies Between Semantics and Data Quality. *Geoinformatica*, 6(4), pp.363–380.

Rajkaran, A., Adams, J.B. & Preez, D.R., 2004. A method for monitoring mangrove harvesting at the Mngazana estuary , South Africa. *African Journal of Aquatic Science*, 29(1), pp.57–65.

Rao, K., Subraelu, P., Rao, T., Malini, B., Ratheesh, R., Bhattacharya, S., Rajawat, A., Ajai, 2009. Sea-level rise and coastal vulnerability: an assessment of Andhra Pradesh coast, India through remote sensing and GIS. *Journal of Coastal Conservation*, 12(4), pp.195–207.

Saaty, T.L., 1977. A scaling method priorities in hierarchical structures. *Journal of mathematical psychology*, 15(3), pp.234–281.

Saaty, T.L., 1987. Concepts, theory and techniques: rank generation, preservation, and reversal in the analytic hierachy decision process. *Decision Sciences*, 18(2), pp.157–177.

Saaty, T.L., 1980. *The analytic hierarchy process: planning, priority setting, resource allocation*, New York: Mcgraw-Hill.

SEMASP, S. de E. do M.A. de S.P., 1990. Macrozoneamento do complexo estuarino lagunar de Iguape Cananéia: Plano de gerenciamento costeiro, São Paulo.

Store, R. & Kangas, J., 2001. Integrating spatial multi-criteria evaluation and expert knowledge for GIS-based habitat suitability modelling. *Landscape and Urban Planning*, 55(2), pp.79–93.

Szlafsztein, C. & Sterr, H., 2007. A GIS-based vulnerability assessment of coastal natural hazards, state of Pará, Brazil. *Journal of Coastal Conservation*, 11(1), pp.53–66.

UNESCO, 1999. World heritage nomination - IUCN Technical evaluation Atlhantic Forests (southeast) Brazil.

Modelo de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) de determinação da vulnerabilidade e risco de erosão costeira no manguezal do sistema estuarino Cananéia-Iguape (S. Paulo, Brasil)

J. Vieira ¹, J. Salgueiro ¹, E. Barbieri ², F. Morgado ¹

1 - CESAM & Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, Campus Universitário de Santiago, 3810-193 Aveiro, Portugal

2- Instituto de Pesca - APTA-SAASP- Governo do Estado de São Paulo. Caixa Posta 157, CEP 11990-000 Cananéia -SP-Brasil

Palavras-chave: Erosão costeira, Sistemas de Informação Geográfica, Manguezais, Vulnerabilidade

Resumo

Actualmente existe uma grande variedade de modelos de suporte ao ordenamento e gestão de regiões costeiras, nomeadamente aplicações para o cálculo da vulnerabilidade à erosão costeira. Com o apoio de Sistemas de Informação Geográfica e a definição dos parâmetros que melhor descrevem a região em estudo, torna-se possível identificar as áreas vulneráveis aos processos erosivos. Sendo os manguezais do sistema estuarino de Cananéia Iguape reconhecidos a nível nacional e internacional como o terceiro ecossistema mais produtivo do Atlântico Sul, existe a necessidade de os conservar perante as acções da erosão. Este sistema apresenta um grande conjunto de áreas onde se verifica fortes evidências de erosão, salientando áreas geológicas e geomorfológicas de grande vulnerabilidade. Foram classificados aproximadamente 1221 Km², onde cerca de 16% do total, apresentou vulnerabilidade alta e muito alta, tendo, para além disso, os locais identificados e georreferenciados apresentado fortes evidências de erosão, aspecto de grande influência no resultado final. Este trabalho permitiu o desenvolvimento de uma abordagem de informação multidisciplinar através da aplicação de um modelo de descrição e previsão que resultou da adaptação ao sistema em estudo de um conjunto de modelos já existentes e validados para sistemas costeiros de outras regiões geográficas, para determinar a vulnerabilidade à erosão nos manguezais de Cananéia.

Keywords: Coastal erosion, Geographical Information System, Mangroves, Vulnerability

Abstract

Currently there is a wide variety of models that support the planning and management of coastal areas, which include applications for the calculation of vulnerability of coastal erosion. Being these models supported by Geographical Information Systems and a set of parameters that best describes the study area, it becomes possible to identify vulnerable area to erosion. As mangrove estuarine system of Cananéia-Iguape recognized nationally and internationally as the third most productive ecosystem in the South Atlantic, it deserves special attention regarding its preservation. This system features a large number of areas with strong evidence of erosion, highlighting geological and geomorphological areas with high vulnerability. Approximately 1221 Km² have been classified in this work, and about 16% of the total present high and very high vulnerability. Other relevant aspects, were the identification and georeferencing sites that showed strong evidence of erosion, and thus having huge influence on the final results. This work led to the development of a multidisciplinary approach through the application of a prediction and description model that resulted from the adaptation of the study system from a set of implemented models for coastal regions, in order to determine the erosion vulnerability in the mangroves of Cananéia.

Introdução

As zonas costeiras têm sofrido imensas interferências de interesse económico, social e cultural, resultado de uma grande concertação de actividades antropogénicas, pressões e alterações no ambiente físico, sendo muitas destas irreversíveis (Dias 2003). Dado que se tratam de áreas que se encontram sob constantes alterações por se enquadrarem em zonas de transição entre dois domínios distintos, o continental e o oceânico, estão sujeitas a forças destrutivas e construtivas na procura de um equilíbrio dinâmico (Gomes 2007). A erosão costeira constitui um dos maiores riscos a que estão sujeitos pelo impacto das marés e ondas com maior energia, à ligação com os sistemas estuarinos e devido às actividades antropogénicas, originando considerável mobilização de sedimentos e aumento dos fenómenos de erosão costeira (Ellison & Stoddart 1991; Domínguez et al. 2005). Embora estas áreas mantenham os processos erosivos num equilíbrio dinâmico pelos processos naturais, têm-se verificado incrementos assinaláveis dos níveis de stress que podem conduzir ao colapso destes sistemas (Ellison & Stoddart 1991).

Os manguezais, sistemas florestais que se encontram em zonas costeiras, são ecossistemas que surgem em zonas de maré, regiões de mistura de água doce e salgada, como os estuários, baías e lagoas costeiras (Jin-eong 1995). Os manguezais são considerados como a forma mais económica e eficaz na prevenção da erosão em zonas costeiras sujeitas a stress hidrodinâmico

elevado (Barbier 2000; Benfield et al. 2005). Estes ambientes apresentam uma ampla distribuição por todo o planeta, podendo ser encontrados em áreas tropicais e subtropicais onde as condições topográficas e físicas do substrato são favoráveis ao seu estabelecimento (Jin-eong 1995). Para além destas características próprias, os manguezais desempenham inúmeras funções naturais de extrema importância ecológica e económica ao longo das zonas costeiras, podendo-se destacar a retenção de sedimentos arrastados pelos rios, constituindo assim numa área de deposição natural, acção de filtragem, funcionando como um filtro biológico natural de matéria orgânica, áreas de concentração de nutriente, áreas de abrigo, reprodução e alimentação para inúmeras espécies e controlo de cheias e protecção contra tempestades (Barbier 2000; Benfield et al. 2005). No entanto, a pressão gerada com o aumento da população nestes sistemas florestais, provocou um aumento da intensidade das actividades antropogénicas nos últimos 30 anos, traduzida no incremento excessivo da exploração destes recursos de tal forma que a sua “renovação” não consegue acompanhar tais níveis de exploração (Manassrisuksi et al. 2001). As florestas de mangue estão a desaparecer a um ritmo alarmante, cerca de 1 a 2% por ano, perdas que estão a decorrer na maioria dos países com este tipo de ecossistemas, sendo mais drásticas nos países em desenvolvimento (Lignon et al. 2011). O declínio destas florestas deve-se essencialmente à destruição dos manguezais para construção de urbanizações, campos agrícolas ou infra-estruturas de aquacultura (Liu et al. 2008) com impacto significativos em áreas adjacentes e a provocar a diminuição da extensão e distribuição espacial destas áreas de florestas de mangue, a sua dinâmica natural e a perda da biodiversidade associada (Naohiro et al. 2012; Makota et al. 2004). Como consequência principal deste declínio de floresta de mangue, a erosão é considerada como um dos grandes problemas das zonas costeiras da actualidade, sendo de extrema importância para a tomada de decisões avaliar e prever riscos, de modo a evitar prejuízos (Cohen & Lara 2003). As perdas provenientes deste fenómeno são extremamente elevadas e afectam não só o ambiente como também o conjunto de actividades e estruturas das populações humanas (Filho et al. 2006).

O sistema estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape é umas das mais importantes áreas húmidas da costa Brasileira em termos de biodiversidade e produtividade natural. Este é reconhecido nacional e internacionalmente como o terceiro ecossistemas mais produtivo do Atlântico Sul (UNESCO, 1999). Por esse motivo é considerado como Reserva da Biosfera da Mata Atlântica em 1993, bem como Sítio do Património Mundial Natural, do conhecimento científico e da preservação de valores humanos e do saber tradicional com vista a modelos de desenvolvimento sustentável, devido à boa preservação das suas características ambientais (UNESCO 1999). Apesar dos manguezais do Litoral Sul de São Paulo serem considerados como os mais conservados do estado, estes apresentam ocorrências de clareiras em áreas de mangue, e um aumento de macrófitas aquáticas invasoras (Lignon & Kampel 2011). Esta região, tal como muitas do litoral sul de São Paulo, apresentam diversas áreas protegidas devido à sua relevância ambiental e importância como habitat de espécies marinhas e estuarinas, sendo possível encontrar nesta região, dezenas de

ilhas, manguezais em bom estado de conservação, afluência de pequenos rios não poluídos e uma ocupação humana relativamente pequena, garantindo desta maneira os atributos naturais a esta região (SEMASP 1990). Embora estes sistemas costeiros sejam considerados como áreas grande importância da costa brasileira, as actividades humanas têm provocado impactos significativos no sistema estuarino de Cananéia-Iguape salientando-se os efeitos provocados pela abertura do canal artificial Vale Grande que incitou mudanças drásticas não só na salinidade do estuário como também alterou os padrões de sedimentação (Lignon & Kampel 2011). O conjunto de todos estes factores contribuem para um aumento na vulnerabilidade da erosão nesta área, sendo assim necessário identificar os critérios que melhor traduzam este processo, e a necessidade de prever o comportamento dos processos erosivos de forma a prevenir tais prejuízos (Lewis & Nyamulinda 1996).

Actualmente é muito comum a utilização de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) para a análise, representação e gestão de áreas mais vulneráveis como também no cálculo das taxas de erosão (Keisler & Sundell 1997; Dumas et al. 2010; Nas et al. 2010). A principal vantagem da utilização de SIG relativamente a outras metodologias, é a sua capacidade de armazenar, modificar e recuperar grandes conjuntos de dados de origem heterogénea e de representar estes num formato visual (Krause et al. 2004). A utilização destas metodologias depende da qualidade, disponibilidade e precisão dos dados, sendo necessário ter em conta estes aspectos para se deter uma base científica sólida de modo a não submeter em risco qualquer trabalho proveniente de tais fontes (Krause et al. 2004). A aplicação de SIG para avaliar, mapear e quantificar o conjunto de variáveis que contribuem para a erosão das áreas de risco é essencial para perceber a dinâmica dos manguezais (Semeniuk 1980). Actualmente existe uma grande variedade de modelos de suporte para o desenvolvimento de planos de gestão, nomeadamente aplicações para o cálculo do índice de vulnerabilidade costeira (CVI), através da definição dos parâmetros que melhor caracterizam os processos erosivos da área de estudo e classificados numa escala de cinco níveis (muito baixa, baixa, média, alta e muito alta) (Gornitz et al., 1994). Foram também desenvolvidos métodos para espacializar a vulnerabilidade, método que apresenta resultados positivos para mapear a vulnerabilidade em zonas costeiras planas onde existe dificuldade de obtenção de dados para a realização de metodologias para o cálculo da vulnerabilidade costeira como DRASTIC (depth to water level), SINTACS (método derivado de DRASTIC) e ISIS (método derivado de DRASTIC e de SINTACS) (Edet 2004).

Neste trabalho foi desenvolvido um modelo para uma adequada gestão do sistema estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape, em particular através da aplicação de modelos de avaliação e previsão de risco para a conservação e preservação dos manguezais. A variedade de ambientes costeiros dificulta a criação de um só modelo que se aplique ao contexto das diversas áreas, uma vez que a concentração desproporcional nas zonas litorais incita impactos a diferentes escalas comprometendo desta forma a generalização de metodologias (Naohiro et al. 2012;. Harvey et al.

1999). A abordagem de uma metodologia global para identificação da vulnerabilidade em regiões costeiras procurou considerar os parâmetros que melhor caracterizam os processos erosivos das áreas de estudo, tais como parâmetros físicos e também sócio-económicos, demográficos e económicos, de modo para atingir uma melhor caracterização da vulnerabilidade global (Naohiro et al. 2012). Este trabalho teve como objectivo principal desenvolver uma abordagem de informação multidisciplinar que permitisse através da adaptação ao sistema em estudo de um conjunto de modelos já existentes e validados para sistemas costeiros de outras áreas geográficas. Deste modo foi efectuada a aplicação de um modelo de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) adaptado à complexidade dos manguezais do sistema estuarino Cananéia-Iguape, S. Paulo, Brasil, para determinação da vulnerabilidade e risco de erosão costeira. Especificamente foi efectuada a i) caracterização da área de estudo, ii) identificação dos parâmetros de vulnerabilidade, iii) criação dos mapas de vulnerabilidade, iv) combinação dos vários mapas, v) criação do mapa de vulnerabilidade global da área de estudo, vi) avaliação dos resultados obtidos.

Materiais e Métodos

Área de estudo

A área de estudo localiza-se dentro do sistema costeiro Cananéia-Iguape no extremo Sul litoral do Estado de São Paulo, entre as latitudes 24°52'00"S e 25°05'00"S (Figura 6).

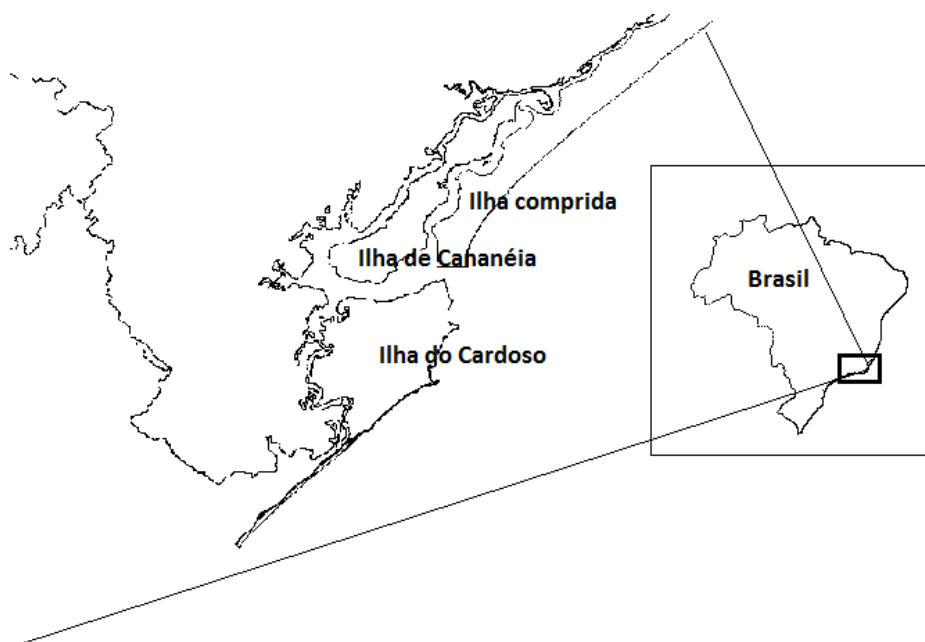


Figura 6 - Localização da área de estudo, o sistema estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape, no extremo sul do litoral do Estado de São Paulo, Brasil (24°52'00"S/25°05'00"S e 47°55'00"O/48°06'00"O).

Esta tem uma área de 1434 Km² e é composto por três ilhas (Cardoso, Cananéia e Comprida), sendo estas formadas sobretudo por sedimentos não consolidados de grandes dimensões e rochas metamórficas. Estas ilhas encontram-se separadas por rios e sistemas lagunares que comunicam com o Oceano Atlântico. A sua superfície terrestre encontra-se coberta maioritariamente por floresta Ombrófila e Halófila (aproximadamente 83%), onde se destaca o manguezal de Cananéia, e pelo estuário de Cananéia e seus afluentes. O clima da região é caracterizado segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística como subtropical com temperaturas amenas e períodos de chuva constantes ao longo do ano. A área de estudo abriga parte das Áreas de Relevante Interesse Ecológico (ARIE'S), Zonas de Vida Silvestre (ZVS'S) e Áreas de Protecção Ambiental (APA'S); embora tenham estas designações com estatutos de protecção, é muito comum observar a exploração dos recursos fornecidos pelo manguezal de Cananéia. Na área de estudo existem diversas unidades estaduais e federais que variam em termos de grau de restrição de uso, bem como na aptidão para a sua gestão, destacando-se a Área de Preservação Ambiental de Cananéia, Iguape e Peruíbe, Área de Preservação Ambiental Estadual da Ilha Comprida, Estação Ecológica dos Tupiniquins e Áreas de Relevante Interesse Ecológico da Queimada Grande e Queimada Pequena, Estação Ecológica da Juréia-Itatins, Estação Ecológica de Chauás, Parque Estadual da Ilha do Cardoso, Parque Estadual de Jacupiranga e Reserva Extractivista de Mandira (SEMESP 1990).

Metodologia

A aplicação do modelo de Sistema de Informação Geográfica (SIG) consistiu na espacialização da vulnerabilidade global da erosão costeira da região, através da aplicação de um método qualitativo, baseado numa abordagem cognitiva, tendo sido definidos um conjunto de factores em termos de categorias de sensibilidade definidos por modelos já validados como o ICZM (Integrated Coastal Zone Management), CVI (Coastal Vulnerability Index), CALOD Index, clay layer thickness (C), aquífer media character (A), lateritic layer thickness (L), overlying layer character (O) and the depth to groundwater level (D) e LTC (Long Term Configuration) (Szlafsztein & Sterr 2007; Rao et al. 2009; Gornitz 1991; Gornitz et al. 1994; Edet 2004; Coelho et al. 2006)

Recolha de dados

Antes da construção do modelo para a classificação espacial da vulnerabilidade do sistema costeiro de Cananéia, foram identificados os locais onde se verificaram fortes evidências de erosão como áreas naturais afectadas pela dinâmica, através da realização de trabalho de campo para registo das coordenadas e posterior georreferenciação das áreas mais afectadas por este processo. Este registo decorreu no período de Dezembro de 2013 a Fevereiro de 2014 e resultou na elaboração de um mapa de áreas vulneráveis à erosão (Figura 7). Os restantes dados foram recolhidos no Fundo Estadual de Recursos Hídricos de São Paulo (Silva et al. 2013).

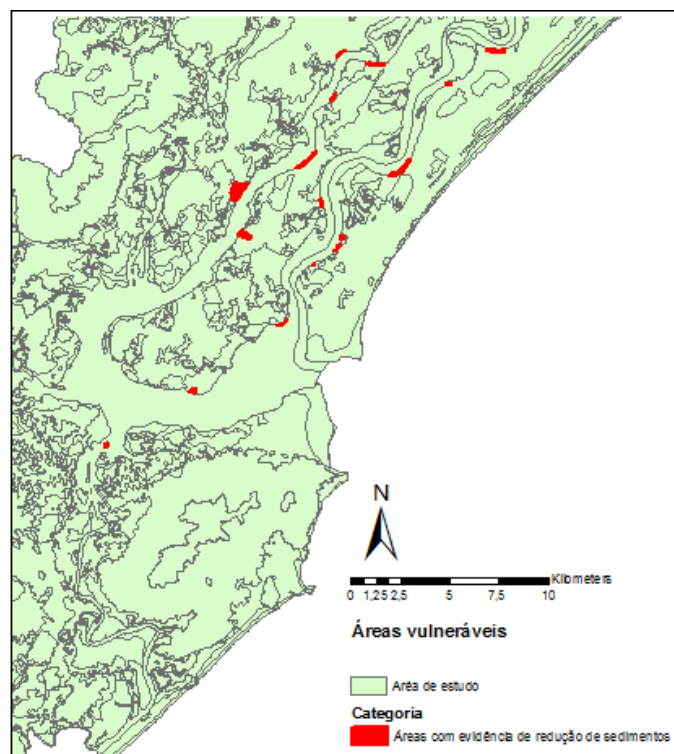


Figura 7 - Mapa de áreas vulneráveis à erosão

Parâmetros de Vulnerabilidade

A análise da vulnerabilidade das zonas costeiras tem normalmente como base os parâmetros de Geologia, Geomorfologia e a cota topográfica (Gornitz et al. 1994; Diez et al. 2007; Coelho et al. 2006) Devido à complexidade do sistema costeiro em estudo foi necessário efectuar uma análise detalhada para a selecção dos parâmetros de vulnerabilidade que melhor conseguissem caracterizar a área de estudo. Foram seleccionados sete parâmetros de vulnerabilidade, contendo informação quantitativa e qualitativa, definidos e classificados individualmente. Devido às diferentes dimensões de cada parâmetro, houve a necessidade de os classificar numa escala de vulnerabilidade que variou entre 1 (muito baixa) e 5 (muito alta), definidos segundo Gornitz (1991); Gornitz et al. (1994); Edet (2004); Coelho et al. (2006) e Diez et al. (2007) (Tabela 4). Relativamente à relevância dos parâmetros destacam-se as actividades antropogénicas (AA) correspondendo às actividades e processos antrópicos ao longo das zonas costeiras que terão influência na sua dinâmica natural. Mesmo sendo os manguezais considerados como um boa forma de protecção contra processos erosivos na área de estudo foi muito comum observar práticas como deflorestação, exploração de recursos naturais ou construção de infra-estruturas que provocaram interferências nos processos naturais da região (Walters et al. 2008; Rajkaran et al. 2004). A ocupação do solo (OC) foi também um parâmetro de grande importância, pois tem tendência a variar ao longo dos tempos, aumentando cada vez mais o número e o tamanho de áreas vulneráveis. Relativamente aos restantes parâmetros, estes corresponderam aos atributos naturais da área de estudo e à intervenção humana. A cota topográfica (CT) definiu as áreas costeiras planas das áreas com grande declive. A geomorfologia (GM) correspondeu ao tipo de zonas, onde se distinguiram áreas de montanha até áreas de dunas. A geologia (GO) definiu o tipo de rochas e sedimentos, tendo sido classificados consoante a sua resistência perante agentes erosivos. A distância à linha de costa (DC) traduziu a vulnerabilidade consoante a aproximação à linha de costa. A máxima amplitude das marés (AM), fenómeno periódico caracterizado pelas elevações e abaixamentos do mar sendo, apresentou nível médio de 2,20m (Miyao & Harari 1989).

Tabela 4 - Parâmetros de vulnerabilidade definidos para o Sistema estuarino Cananéia-Iguape (Gornitz 1991; Bryan et al. 2001; Domínguez et al. 2005; Coelho et al. 2006)

Parâmetro/Vulnerabilidade	1 – Muito Baixa	2 - Baixa	3 - Moderada	4 - Alta	5 - Muito alta
CT – Cota topográfica (m)	>30	20 a 30	10 a 20	5 a 10	<5
GM - Geomorfologia	Montanhas	Morros e arribas	Zonas de relevo pouco acentuado e mangues	Planícies	Dunas, restinga e aluviões
GO - Geologia	Rochas magmáticas	Rochas metamórficas	Rochas sedimentares	Sedimentos não consolidados de grandes dimensões	Sedimentos não consolidados de pequenas dimensões
OC – Ocupação do solo	Floresta	Vegetação rasteira, solo cultivado	Solo não revestido	Urbanização rural	Urbanização
AA – Acções antropogénicas	Intervenções com estruturas de manutenção da posição da linha da costa	Intervenções sem estruturas, mas sem evidência de redução de fontes sedimentares	Intervenções sem estruturas, mas com evidência de redução nas fontes sedimentares	Sem intervenções e sem evidências de redução nas fontes sedimentares	Sem intervenções e com evidência de redução nas fontes sedimentares
DC – Distância à linha de costa (m)	>1000	200 a 1000	50 a 200	20 a 50	<20
AM – Máxima amplitude das marés (m)	<1	1 a 2	2 a 4	4 a 6	>6

Mapas de Vulnerabilidade

A criação de mapas de vulnerabilidade permitiu a criação de um instrumento que facilitou a visualização e a categorização da área de estudo. Estes mapas permitiram delimitar as áreas consoante a sua vulnerabilidade. Para cada parâmetro foi construído um mapa de vulnerabilidade, sendo os resultados cartográficos apresentados em cinco categorias de vulnerabilidade (muito baixa, baixa, média, alta e muito alta).

Criação do índice de vulnerabilidade global

Após a transformação de todos os parâmetros em mapas de vulnerabilidade normalizados, procedeu-se e à combinação destes para se determinar a vulnerabilidade global da área de estudo. Segundo (Gornitz 1991), para o cálculo do índice de vulnerabilidade global podem ser

optadas duas abordagens, através do produto dos parâmetros onde x representa o parâmetro e n o número total de parâmetros, ou da soma das variáveis, sendo X o parâmetro individual e N o peso atribuído. O produto tem a vantagem de aumentar o intervalo de valores, por outro lado, estes poderão vir a ser muito sensíveis a pequenas alterações nos factores individuais de classificação. Nesta abordagem pode ser necessário introduzir um factor que suavize grandes intervalos. Neste trabalho foi utilizado a soma ponderada e a raiz quadrada da média geométrica para o cálculo final.

$$CVI = \left[\frac{1}{n} (x_1 \times x_2 \times \dots \times x_n) \right]^{1/2}$$

x – parâmetro n – número total de parâmetros

$$CVI = \frac{\sum X_i \times N_i}{n}$$

X – parâmetro individual N – peso atribuído ao parâmetro

Destas duas abordagens a que melhor representou a realidade da área de estudo foi a raiz quadrada da média geométrica. Para fins de demonstração no artigo, o CVI (Coastal vulnerability Index) é tomado como a raiz quadrada da média geométrica, ou a raiz quadrada do produto dos parâmetros dividido pelo total destes. O CVI corresponde Coastal Vulnerability Index, representando o índice de vulnerabilidade final.

Resultados

A distribuição espacial da vulnerabilidade da área de estudo foi descrita e representada, para cada parâmetro, através das figuras 8 à 11.

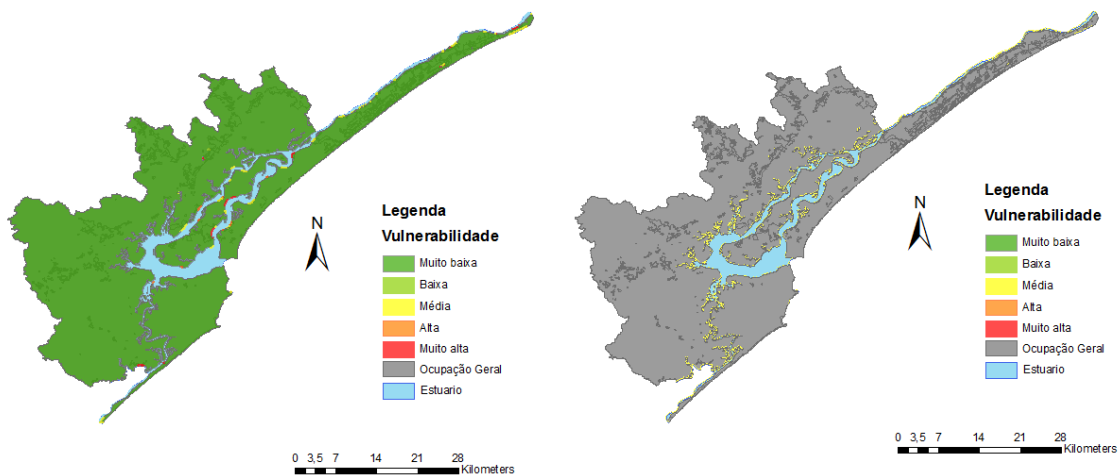


Figura 8 - Mapa de vulnerabilidade antropogénica e de vulnerabilidade à máxima amplitude das marés, respectivamente

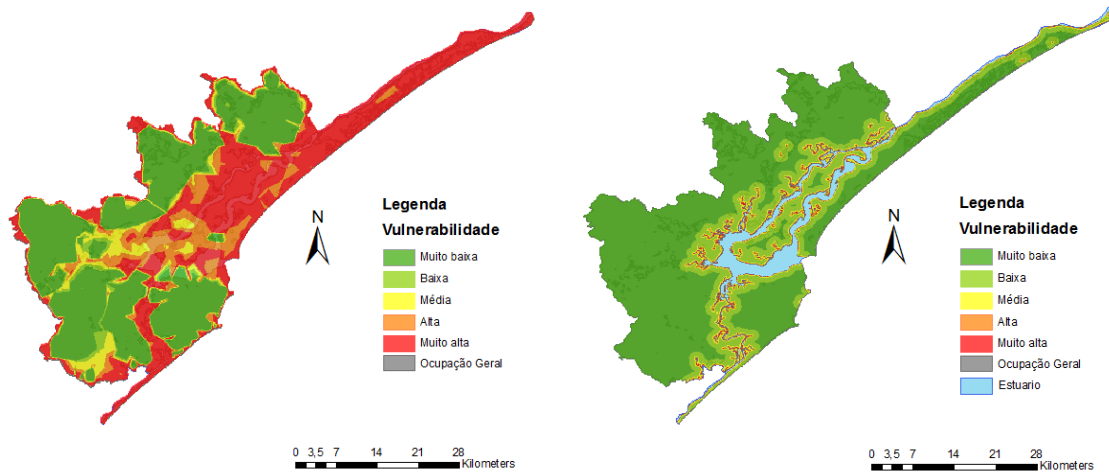


Figura 9 - Mapa de vulnerabilidade à altitude e de vulnerabilidade à distância da linha de costa, respectivamente

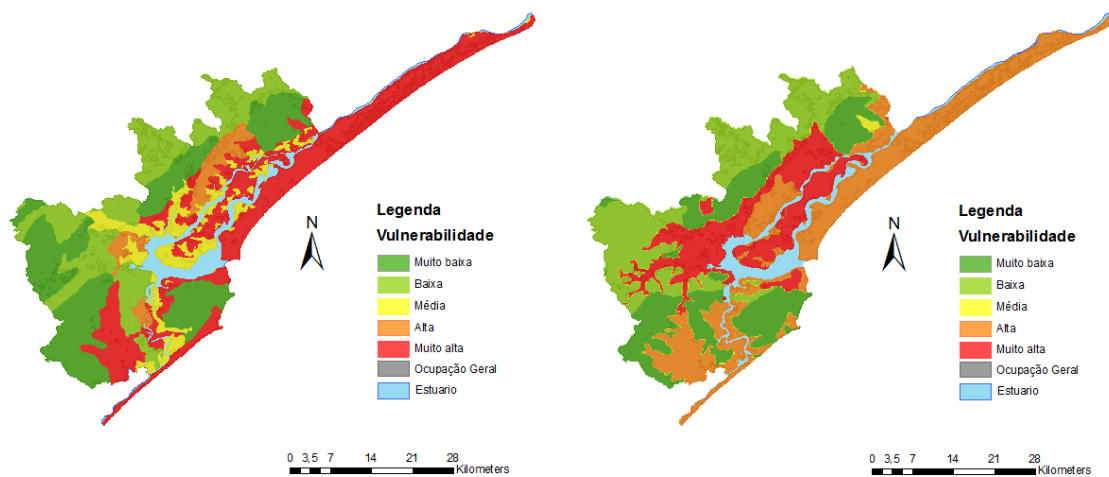


Figura 10 - Mapa de vulnerabilidade à geomorfologia e de vulnerabilidade à geologia, respectivamente

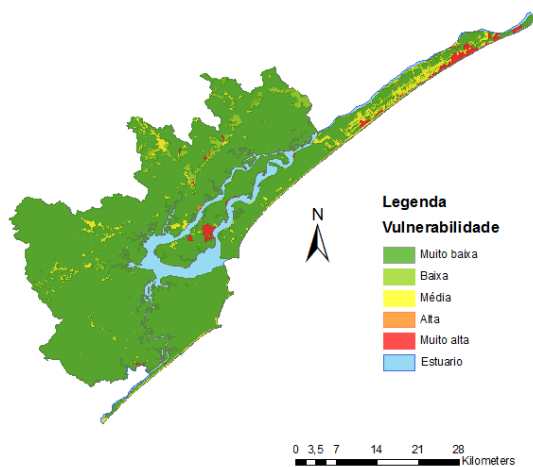


Figura 11 - Mapa de vulnerabilidade à ocupação do solo

A agregação dos sete parâmetros de vulnerabilidade através da aplicação da raiz quadrada da média geométrica resultou no mapa de vulnerabilidade global (CVI) da área de estudo (Figura 12). O resultado final de vulnerabilidade foi obtido após ter sido efectuada a reclassificação dos parâmetros com base nos intervalos dos quartis e na visualização dos dados, sendo divididos em cinco níveis. Aproximadamente 1220 Km² da área de estudo foram avaliados perante a vulnerabilidade à erosão costeira. A tabela 4 demonstra a vulnerabilidade associada a cada área.

Tabela 5 - Vulnerabilidade das áreas em percentagem

Vulnerabilidade	Área (Km ²)	Percentagem (%)
Muito Baixa	737	60,4
Baixa	102,9	8,4
Média	184,7	15,1
Alta	154,8	12,7
Muito alta	40,9	3,4

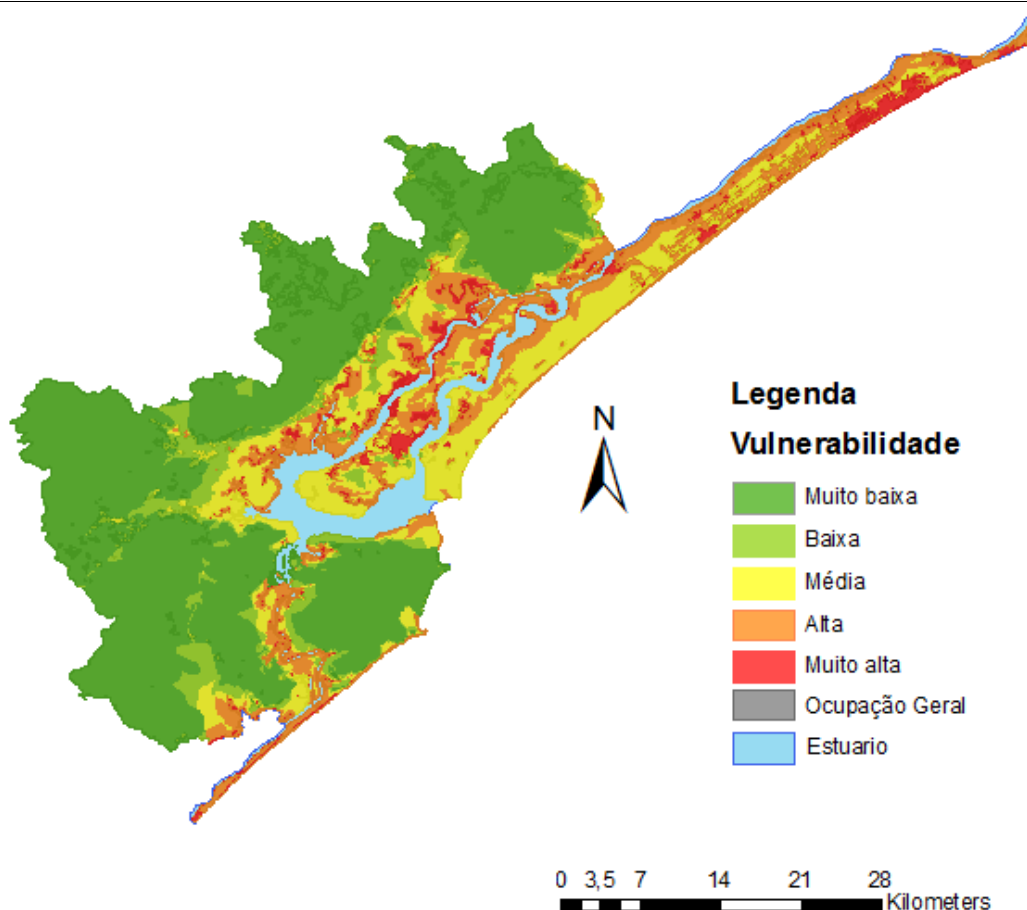


Figura 12- Mapa de vulnerabilidade global do Sistema estuarino Cananéia-Iguape

Os valores de CVI variaram entre 0 e ≈ 82 . Valores de CVI abaixo de 1,66 foram atribuídos à categoria de muito baixa vulnerabilidade. Valores de 1,66 a 3,32 foram considerados para a categoria de baixa vulnerabilidade. Valores de 3,32 a 4,98 são considerados com vulnerabilidade moderada. Valores de 4,98 a 6,64 são considerados com vulnerabilidade alta. A última categoria (Muito alta) compreende o intervalo de valores de 6,64 a 82. Nesta categoria agregou-se o valor 82 ao penúltimo valor obtido (6,64) devido à interferência de um pixel no resultado final, pois este sai fora da escala de classificação (4,98 a 6,64). Aproximadamente 1221 Km² foram avaliados. Deste total 12,7% (155 Km²) foram classificados com vulnerabilidade alta e 3,4% (41Km²) como vulnerabilidade muito alta (Tabela 4). É de salientar que os dados recolhidos durante o trabalho de campo tiveram grande influência no resultado (dados referentes às áreas de vulnerabilidade à erosão), resultando todos eles em polígonos classificados como vulnerabilidade muito alta.

Discussão

O declínio de floresta de mangue e os fenómenos de erosão associados são actualmente considerados entre os grandes impactos verificados nas zonas costeiras (Cohen & Lara 2003). Este fenómeno tem vindo a conduzir a alterações importantes na floresta de mangue com consequências no conjunto de actividades e estruturas das populações e em todo o ecossistema costeiro (Cohen & Lara 2003, Filho et al. 2006). Dentro destes é de destacar, as consequências no recuo da linha costeira, desaparecimento de zonas de praia, perda e desequilíbrio de habitats naturais, aumento na frequência e magnitude de inundações, perda de propriedades e bens públicos e privados, perda de valor paisagístico, prejuízos nas actividades socioeconómicas e prejuízos financeiros avultados com a recuperação das zonas costeiras (Filho et al. 2006, Regina & Souza, 2009). Existe a necessidade de monitorizar as áreas onde decorrem estes processos, efectuar a análise estruturada de vários factores relacionados, efectuar representações visuais de diferentes épocas e avaliar as alterações ocorridas em qualquer região (Kairo et al. 2002, Cohen & Lara 2003, Filho et al. 2006). A utilização destas representações constitui num método que leva a uma melhor compreensão da distribuição espacial dos processos erosivos (Dumas et al. 2010), de extrema importância para a tomada de decisões na avaliação e previsão de riscos, de modo a evitar prejuízos (Cohen & Lara 2003).

Para identificar as modificações existentes no sistema costeiro Cananéia-Iguape e determinar a vulnerabilidade global à erosão foi necessário identificar um vasto conjunto de parâmetros assim como definir a melhor forma de os combinar. Os parâmetros definidos neste trabalho resultaram da disponibilidade de dados existentes mas também baseados em modelos definidos e validados por diversos autores para o estudo dos factores de maior impacto para a erosão costeira (Gornitz 1991; Gornitz et al. 1994; Edet 2004; Coelho et al. 2006; Szlafsztein & Sterr 2007; Rao et al. 2009). A **cota topográfica** correspondeu à vulnerabilidade de zonas de baixa altitude perante o impacto da ondulação e de tempestades, ou seja quanto menor esta for mais susceptível se

encontra aos processos erosivos (Gulizar 2007). Em tais circunstâncias, muitas áreas, principalmente as que se encontram desocupadas por manguezais têm maior probabilidade de sofrer com a erosão (Mazda et al. 2002). Embora não exista uma exploração intensiva nos manguezais em Cananéia, observou-se uma grande quantidade de áreas de altitudes relativamente pequenas onde se observam estes processos. O parâmetro relativo à **geomorfologia** expressou a erodibilidade relativa aos diferentes tipos de terreno (Pendleton et al. 2004). Dado existir na área de estudo uma quantidade de áreas classificadas como dunas, planícies e aluviões na região, foi necessário a inclusão desta variável. Dado que aproximadamente 50% da área de estudo foi constituída por sedimentos não consolidados e por rochas sedimentares, composição que torna o solo mais passível à erosão, foi utilizado um parâmetro denominado de **geologia**, utilizado por Gornitz et al. (1994), Gornitz (1991) e Coelho et al. (2006) Este parâmetro permitiu avaliar a natureza das rochas e dos sedimentos da região costeira em estudo, estando o tipo de rocha ligado directamente aos processos erosivos, ou seja, rochas de maior dureza como as magmáticas tornam-se menos susceptíveis a tal acontecimento em comparação com sedimentos não consolidados de pequenas dimensões (Gornitz 1991; Gornitz et al. 1994; Coelho et al. 2006)

Na área de estudo foram também identificados locais onde existiu forte evidência de erosão por remoção de extensas áreas de mangue em consequências de processos da dinâmica do manguezal associadas às actividades das populações, sendo por este motivo introduzido o parâmetro de **acções antropogénicas**. Os diferentes tipos de **ocupação do solo** têm diferentes níveis de vulnerabilidade aos processos erosivos, uma vez que tratando-se de uma área costeira revestida por pavimento, urbanizações, floresta apresentou diferentes tipos de comportamento morfológico, (Coelho et al. 2006). Segundo Coelho et al. (2006), quanto maior o nível de alteração do estado natural do revestimento do solo, maior poderá ser a sua vulnerabilidade. **A máxima amplitude das marés** está ligada tanto à inundaçãõ como ao risco de erosão (Gornitz 1991). Embora uma grande amplitude de marés dissipe a energia das ondas, limitando as áreas de praia a um breve período de maré baixa, também delimita uma zona ampla de áreas húmidas que serão mais susceptíveis a inundações (Gornitz 1991). A velocidade da água da água é maior na vazante permitindo assim uma maior movimentação de sedimentos em zonas de inundaçãõ (Mazda et al. 1995). Quando o índice de exposição ao impacto das ondas é combinado com as áreas de baixa altitude, proporciona um indicador de vulnerabilidade costeira (Bryan et al. 2001). Por último mas não menos importante que os outros, mostrou-se pertinente a introdução da **distância à linha de costa**. Segundo Filho et al. (2006) a vulnerabilidade aos processos erosivos em regiões costeiras aumenta com a proximidade à zona de interacção com o mar, ficando estas mais expostas à sua acção.

Foram utilizadas várias abordagens de combinação de parâmetros para determinar a vulnerabilidade global da área de estudo, adaptando os modelos utilizados por Rao et al. (2009),

Diez et al. (2007) e Dumas et al. (2010). Estes modelos apresentaram uma grande discrepância no que diz respeito à atribuição dos níveis de vulnerabilidade. Por este motivo decidiu-se utilizar a abordagem proposta por Gornitz (1991), (raiz quadrada da média geométrica), a qual resultou, numa melhor aproximação da realidade. Embora a fórmula utilizada seja a recomendada por (Gornitz 1991), os valores obtidos mostraram que a equação é relativamente instável a pequenas alterações nos valores dos parâmetros. Mesmo assim, os resultado final aproximou-se mais da realidade do que através da utilização da soma ponderada. A análise do resultado final do CVI, mostra que existiu uma grande mancha de área classificada como vulnerabilidade muito baixa. Isto foi devido principalmente ao facto de que 91% da área de estudo se encontrar ocupada por floresta, tanto halófila como ombrófila o que terá de certa forma constituído um aspecto positivo no que diz respeito à prevenção contra a erosão, dado que este tipo de floresta desempenha um papel importante para a prevenção da erosão (Naohiro et al. 2012). Áreas classificadas como vulnerabilidade alta e muito alta, foram sensivelmente influenciadas pela geologia e geomorfologia, onde se destacaram as zonas de sedimentos não consolidados de pequenas dimensões, zonas de dunas e planícies, sendo estas mais vulneráveis aos processos erosivos. Quanto maior o número de intervenções realizadas pelo homem numa determinada área, maior o agravamento da erosão costeira (Coelho et al. 2006). A linha costeira da ilha de Cananéia e o norte da ilha Comprida foram exemplos de áreas de constante interferência antropogénica, as quais obtiveram maiores classificações de vulnerabilidade, principalmente por estas zonas serem o centro da actividade da região sendo de prever os resultados obtidos. Outro aspecto relevante a salientar, foi o número de intervenções em zonas de mangue que decorreram nos manguezais de Cananéia, sendo que muitas das áreas analisadas durante o trabalho de campo se encontraram ocupadas por infra-estruturas, com evidentes e importantes sinais de erosão.

Este aspecto deverá merecer especial atenção pois o aumento destas interferências antropogénicas, ameaça a sobrevivência dos manguezais nesta região. Este trabalho mostrou a necessidade premente de monitorizar com regularidade as áreas onde decorrem estes processos de modo a efectuar análises estruturadas de vários factores relacionados, desenvolver diversos tipos de representações visuais de diferentes épocas e escalas temporais, de modo a avaliar e prever as alterações que possam ocorrer no futuro. A previsão do comportamento dos processos erosivos pode evitar o aumento da vulnerabilidade e das taxas de erosão assim como diminuir os prejuízos para o ecossistema e para a economia da região.

Referências Bibliográficas

- Barbier, E.B., 2000. The values of wetlands : Landscape and institutional valuing the environment as input : review of applications to mangrove-fishery linkages. *Ecological Economics*, 35(1), pp.47–61.
- Benfield, S.L., Guzman, H.M. & Mair, J.M., 2005. Temporal mangrove dynamics in relation to coastal development in Pacific Panama. *Journal of Environmental Management*, 76(3), pp.263–276.
- Bryan, B., Harvey, N., Belperio, T., Bourman, B., 2001. Distributed process modeling for regional assessment of coastal vulnerability to sea-level rise. *Environmental Modeling and Assessment*, 6(1), pp.57–65.
- Coelho, C., Veloso, R.S.F. & Pinto, F.T., 2006. Modelos de previsão da evolução da configuração costeira Risk evaluation . predictive models of coastal configuration evolution. In 1as Jornadas de Hidráulica, Recursos Hídricos e Ambiente. Porto, pp. 17–25.
- Cohen, M.C.L. & Lara, R.J., 2003. Temporal changes of mangrove vegetation boundaries in Amazonia: application of GIS and remote sensing techniques. *Wetlands Ecology and Management*, 11(4), pp.223–231.
- Dias, J.M.A., 2003. Gestão integrada das zonas costeiras: mito ou realidade? In II Congresso sobre Planejamento e Gestão das Zonas Costeiras dos Países de Expressão Portuguesa. Recife, pp. 1–5.
- Diez, P.G., Perillo, G.M.E. & Piccolo, M.C., 2007. Vulnerability to sea-level rise on the coast of the Buenos Aires Province. *Journal of Coastal Research*, 231, pp.119–126.
- Domínguez, L., Anfuso, G. & Gracia, F.J., 2005. Vulnerability assessment of a retreating coast in SW Spain. *Environmental Geology*, 47(8), pp.1037–1044.
- Dumas, P., Prontemps, J., Mangeas, M., Luneau, G., 2010. Developing erosion models for integrated coastal zone management: a case study of The New Caledonia west coast. *Marine pollution bulletin*, 61(7-12), pp.519–29.
- Edet, A.E., 2004. Vulnerability evaluation of a coastal plain sand aquifer with a case example from Calabar, southeastern Nigeria. *Environmental Geology*, 45(8), pp.1062–1070.

Ellison, J.C. & Stoddart, D.R., 1991. Mangrove ecosystem collapse during predicted sea-level rise: Holocene analogues and implications. *Journal of Coastal Research*, 7(1), pp.151–165.

Filho, P.W.M.S., Martins, E. do S.F. & Costa, F.R., 2006. Using mangroves as a geological indicator of coastal changes in the Bragança macrotidal flat, Brazilian Amazon: A remote sensing data approach. *Ocean & Coastal Management*, 49(7-8), pp.462–475.

Gomes, F.V., 2007. A Gestão da Zona Costeira Portuguesa. *Revista da gestão costeira integrada*, 7(2), pp.83–95.

Gornitz, V., 1991. Global coastal hazards from future sea level rise. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 89(4), pp.379–398.

Gornitz, V., Daniels, R., White, T., Birdwell, K., 1994. The Development of a coastal risk assessment database: vulnerability to sea-level rise in the U.S. Southeast. *Journal of Coastal Research*, (12), pp.327–338.

Guimarães, A., Travassos, P., Filho, P., Gonçalves, F., Costa, F., 2009. Impact of aquaculture on mangrove areas in the northern Pernambuco Coast (Brazil) using remote sensing and geographic information system. *Aquaculture Research*, 41(6), pp.828–838.

Gulizar, O., 2007. Vulnerability of coastal areas to sea level rise: A case study on Goksu Delta. Middle East Technical University.

Harvey, N., Clouston, B. & Carvalho, P., 1999. Improving coastal vulnerability assessment methodologies for integrated coastal zone management: An approach from South Australia. *Australian Geographical Studies*, 37(1), pp.50–69.

Jin-eong, O., 1995. The ecology of mangrove conservation & management. *Hydrobiologia*, 295(1-3), pp.343–351.

Kairo, J.G., Kiviyatu, B. & Koedam, N., 2002. Application of remote sensing and GIS in the management of mangrove forests within and adjacent to Kiuga marine protected area. *Environment, Development and Sustainability*, 4(2), pp.153–166.

Keisler, J.M. & Sundell, R.C., 1997. Information for boundary decisions: An application to park planning. *Journal of Geographic Information and Decision Analysis*, 1(2), pp.100–119.

Krause, G., Bock, M., Weiers, S., Braun, G., 2004. Mapping land-cover and mangrove structures with remote sensing techniques: a contribution to a synoptic GIS in support of coastal management in North Brazil. *Environmental management*, 34(3), pp.429–440.

Lewis, L. & Nyamulinda, V., 1996. The critical role of human activities in land degradation in Rwanda. *Land Degradation & Development*, 7(1), pp.47–55.

Lignon, M., Coelho, C., Almeida, R., Menghini, R., Novelli, Y., 2011. Characterisation of mangrove forest types in view of conservation and management : a review of mangals at the Cananéia region , São Paulo State , Brazil. *Journal of Coastal Research*, 64(57), pp.349–353.

Lignon, M.C. & Kampel, M., 2011. Análise multitemporal de imagens Landsat para monitoramento de áreas de manguezal: subsídio à gestão costeira do litoral sul do Estado de São Paulo. In *Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Curitiba, pp. 5032–5038.

Makota, V., Sallema, R. & Mahika, C., 2004. Monitoring Shoreline Change using Remote Sensing and GIS: A Case Study of Kunduchi Area , Tanzania. *West Indian Ocean Journal of Marine Science*, 3(1), pp.1–10.

Manassrisuksi, K., Weir, M. & Ali, Y., 2001. Assesment of a mangrove rehabilitation programe using remote sending and GIS : A case of study of Amphur Khlung , Chantaburi province , eastern Thailand. In the 22nd Asian Conference on Remote Sensing ACRS. pp. 1338–1343.

Mazda, Y., Kanazawa, N. & Wolanski, E., 1995. Tidal asymmetry in mangrove creeks. *Hydrobiologia*, 295(1-3), pp.51–58.

Mazda, Y., Magi, M., Nanao, H., Kogo, M., Miyagi, T., Kanazawa, N., Kobashi, D., 2002. Coastal erosion due to long-term human impact on mangrove forests. *Wetlands Ecology and Management*, 10(1), pp.1–9.

Miyao, S.M. & Harari, J., 1989. Estudo preliminar da maré e das correntes de maré da região estuarlna de Cananéia (25°5 - 48°W). *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 37(2), pp.107–123.

Naohiro, M., Putth, S. & Keiyo, M., 2012. Mangrove rehabilitation on highly eroded coastal shorelines at Samut Sakhon, Thailand. *International Journal of Ecology*, 2012(1), pp.1–11.

Nas, B., Cay, T., Iscan, F., Berktag, A., 2010. Selection of MSW landfill site for Konya, Turkey using GIS and multi-criteria evaluation. *Environmental monitoring and assessment*, 160(1-4), pp.491–500.

Pendleton, E.A., Thieler, E.R. & Williams, S.J., 2004. Coastal vulnerability assessment of Cape Hatteras national seashore (CAHA) to Sea- Level Rise U . S . Department of the Interior, Virginia.

Rajkaran, A., Adams, J.B. & Preez, D.R., 2004. A method for monitoring mangrove harvesting at the Mngazana estuary , South Africa. *African Journal of Aquatic Science*, 29(1), pp.57–65.

Rao, K., Subraelu, P., Rao, T., Malini, B., Ratheesh, R., Bhattacharya, S., Rajawat, A., Ajai, 2009. Sea-level rise and coastal vulnerability: an assessment of Andhra Pradesh coast, India through remote sensing and GIS. *Journal of Coastal Conservation*, 12(4), pp.195–207.

Regina, C. & Souza, D.G., 2009. A Erosão costeira e os desafios da gestão costeira no Brasil. *Revista da gestão costeira integrada*, 9(1), pp.17–37.

SEMASP, S. de E. do M.A. de S.P., 1990. Macrozoneamento do complexo estuarino lagunar de Iguape Cananéia: Plano de gerenciamento costeiro, São Paulo.

Semeniuk, V., 1980. Mangrove zonation along an eroding coastline in King Sound ,. *British Ecological Society*, 68(3), pp.789–812.

Silva, L., Macedo, A., Fernandez, P., Dalmas, F., Macedo, A., Santos, A., Oliveira, F., Silva, M., Amaral, W., Nagaoka, M., Baptista, D., 2013. Sistema de informações geográficas da bacia do Ribeira de Iguape e Litoral Sul.

Szlafsztein, C. & Sterr, H., 2007. A GIS-based vulnerability assessment of coastal natural hazards, state of Pará, Brazil. *Journal of Coastal Conservation*, 11(1), pp.53–66.

UNESCO, 1999. World heritage nomination - IUCN Technical evaluation Atlhantic forests (southeast) Brazil,.

Walters, B., Ronnback, P., Kvac, J., Crona, B., Hussain, S., Badola, R., Primavera, J., Barbier, E., Guebas, F., 2008. Ethnobiology, socio-economics and management of mangrove forests: A review. *Aquatic Botany*, 89(2), pp.220–236.

Conclusão

Os processos naturais e a actividade humana modificaram extensivamente os manguezais, e as actividades económicas e sociais geram cada vez mais impactos sobre estas estruturas (Filho et al. 2006). A dinâmica natural e as actividades antropogénicas criaram mudanças dramáticas num curto espaço de tempo, incitando um desaparecimento em grande escala destas áreas (Makota et al. 2004). Por este motivo, existe uma necessidade de arranjar uma forma de identificar as áreas mais afectadas e intervir de modo a preservar estes sistemas únicos. A erosão, um processo natural que decorre em todo mundo, intensificada por esta actividade humana gerou um conjunto de impactos nestes ecossistemas, salientando-se a perda de floresta de mangue e a diminuição da linha costeira (Cohen & Lara 2003; Filho et al. 2006). Existe a necessidade de prever este processo, embora este não seja facilmente previsível devido ao número de factores que contribuem para este processo (Diez et al. 2007).

Para regular estas alterações e identificar o conjunto de parâmetros de avaliação e previsão torna-se necessário determinar os factores de maior importância perante os processos erosivos. Os parâmetros definidos neste trabalho foram determinados de acordo com um conjunto de estudos de especialistas, tendo estes apresentado melhores resultados perante a realidade do Sistema estuarino Cananéia-Iguape. Encontrando-se os dados tanto em formato qualitativo como quantitativo, e em diferentes escalas de unidades, decidiu-se mais uma vez, através de estudos bibliográficos atribuir uma escala de classificação aos parâmetros de 1 a 5, representando 1 a classe de vulnerabilidade muito baixa e 5 a muito alta. Esta classificação permitiu não só classificar os diversos parâmetros na mesma classe de valores como também facilitou a representação e identificação das áreas de maior vulnerabilidade.

Existem uma grande variedade de modelos de previsão e identificação da vulnerabilidade à erosão costeira. Neste trabalho foram apresentados dois, a raiz quadrada da média geométrica e a soma linear ponderada. Relativamente à soma linear ponderada, apresenta uma maior complexidade, onde é necessário a atribuição de pesos aos parâmetros para a determinação do CVI. Neste trabalho foram apresentadas duas metodologias de atribuição de pesos: método baseado em escalas de pontos e o método baseado na comparação de critérios para a par. Como seria de esperar estas duas abordagens apresentaram resultados diferentes de vulnerabilidade. É de salientar que no método baseado em escalas de pontos resultou numa maior percentagem de áreas com a classificação de vulnerabilidade alta, como resultado da distribuição homogénea dos pesos. Relativamente ao método baseado na comparação de critérios par a par, os resultados provenientes desta abordagem apresentaram algumas semelhanças com a metodologia de eleição, a raiz quadrada da média geométrica. Embora estes tenham alguma semelhança, a atribuição de pesos produziu uma maior percentagem de áreas de vulnerabilidade alta e muito

alta, ficando distante de representar a realidade relativamente aos processos erosivos do Sistema estuarino Cananéia-Iguape. Face a estes resultados, a aplicação da raiz quadrada da média geométrica, embora de maior simplicidade, mostrou uma semelhança maior com a realidade dos processos erosivos na área de estudo apresentando uma boa ferramenta para a espacialização da erosão nos diferentes manguezais no mundo.

A implementação do modelo adaptado para a área de estudo, mostrou uma distribuição homogénea da vulnerabilidade no Sistema estuarino Cananéia-Iguape. Através da observação do resultado final do CVI, verificou-se que existiu uma grande mancha de área classificada como vulnerabilidade muito baixa. Isto foi devido principalmente ao facto de que 91% da área de estudo se encontrar ocupada por floresta, tanto halófila como ombrófila, consistindo de certa forma num aspecto positivo no que diz respeito à prevenção contra a erosão, uma vez que este tipo de floresta desempenha um papel importante para a prevenção da erosão em regiões costeiras. Áreas classificadas como vulnerabilidade alta e muito alta, foram sensivelmente influenciadas pelas actividades antropogénicas e a ocupação do solo, destacando-se a ocupação de urbanizações e o conjunto de intervenções antropogénicas em zonas de sedimentos não consolidados de pequenas dimensões, zonas de dunas e planícies, sendo estas mais vulneráveis aos processos erosivos. A linha costeira da ilha de Cananéia e o norte da ilha Comprida foram áreas relativamente sensíveis, as quais obtiveram maiores classificações de vulnerabilidade. Este aspecto foi devido principalmente ao facto destas zonas serem o centro da actividade antropogénica da região prevendo-se assim tais resultados. Os resultados obtidos, nomeadamente o índice de vulnerabilidade costeira forneceu uma amostra da realidade observada na área de estudo, que, em conjunto com a base de dados efectuada e com os mapas de vulnerabilidade associados, permitiram construir um modelo adequado de descrição e previsão de vulnerabilidade e risco, de forma a permitir intervir em futuras políticas de gestão costeira para neutralizar os efeitos da erosão no Sistema estuarino Cananéia-Iguape. Os modelos apresentados constituíram num primeiro passo para uma estimativa mais precisa da vulnerabilidade dos processos erosivos em regiões costeiras. Este trabalho evidenciou a necessidade de analisar de uma forma regular e constante as diferentes dinâmicas dos manguezais desta zona costeira, sendo necessário continuar a desenvolver estudos que permitam alargar o âmbito dos modelos descritos para outros domínios de descrição e previsão de modo a incrementar a eficácia de conservação e gestão integrada destes ecossistemas costeiros.

Bibliografia

Amorim, R., Silva, D., Pruski, F., Matos, A., 2010. valiação do desempenho dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para diferentes condições edafoclimáticas do Brasil. *Engenharia Agrícola*, 30(6), pp.1046–1049.

Angima, S., Stott, D., O'Neill, M., Ong, C., Weesies, G., 2003. Soil erosion prediction using RUSLE for central Kenyan highland conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 97(1-3), pp.295–308.

Apan, A.A. & Peterson, J.A., 1998. Probing tropical deforestation. *Applied Geography*, 18(2), pp.137–152.

Area, N.P., Collins, F. & Leuven, K.U., 1998. The European soil erosion model (EUROSEM): A dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. *Earth Surface Processes and Landforms*, 23(6), pp.527–544.

Barbier, E.B., 2000. The values of wetlands: Landscape and institutional perspectives. Valuing the environment as input: review of applications to mangrove-fishery linkages. *Ecological Economics*, 35(1), pp.47–61.

Benfield, S.L., Guzman, H.M. & Mair, J.M., 2005. Temporal mangrove dynamics in relation to coastal development in Pacific Panama. *Journal of Environmental Management*, 76(3), pp.263–276.

Besnard, W., 1950. Considerações gerais em torno da região lagunar de Cananéia-Iguape: I. *Boletim do Instituto Paulista de Oceanografia*, 1(2), pp.09–26.

Bryan, B., Harvey, N., Belperio, T., Bourman, B., 2001. Distributed process modeling for regional assessment of coastal vulnerability to sea-level rise. *Environmental Modeling and Assessment*, 6(1), pp.57–65.

Cai, Q., Wang, H., Curtin, D., Zhu, Y., 2005. Evaluation of the EUROSEM model with single event data on Steeplands in the Three Gorges Reservoir Areas, China. *Catena*, 59(1), pp.19–33.

Carver, S.J., 1991. International journal of geographical information systems Integrating multi-criteria evaluation with geographical information systems geographical information systems. *International Journal of Geographical Information Systems*, 5(3), pp.321–339.

Casasnovas, J.A.M., Ramos, M.C. & Hernández, D.G., 2009. Effects of land-use changes in vegetation cover and sidewall erosion in a gully head of the Penedès region (northeast Spain). *Earth Surface Processes and Landforms*, 34(14), pp.1927–1937.

Chrisman, N., 2001. *Exploring Geographic Information Systems* 2nd ed., New York: Wiley.

Coelho, C., Veloso, R.S.F. & Pinto, F.T., 2006. Modelos de previsão da evolução da configuração costeira Risk evaluation . Predictive models of coastal configuration evolution. In 1as Jornadas de Hidráulica, Recursos Hídricos e Ambiente. Porto, pp. 17–25.

Cohen, M.C.L. & Lara, R.J., 2003. Temporal changes of mangrove vegetation boundaries in Amazonia: application of GIS and remote sensing techniques. *Wetlands Ecology and Management*, 11(4), pp.223–231.

Cozannet, G.Garein, M., Bulteau, T., Yates, M., Mendez, M., Bails, A., Idier, D., Oliveros, C., 2013. An AHP-derived method for mapping the physical vulnerability of coastal areas at regional scales. *Natural Hazards and Earth System Science*, 13(5), pp.1209–1227.

Dias, J.M.A., 2003. Gestão integrada das zonas costeiras: Mito ou realidade? In II Congresso sobre Planeamento e Gestão das Zonas Costeiras dos Países de Expressão Portuguesa. Recife, pp. 1–5.

Diez, P.G., Perillo, G.M.E. & Piccolo, M.C., 2007. Vulnerability to sea-level rise on the Coast of the Buenos Aires Province. *Journal of Coastal Research*, 231, pp.119–126.

Domínguez, L., Anfuso, G. & Gracia, F.J., 2005. Vulnerability assessment of a retreating coast in SW Spain. *Environmental Geology*, 47(8), pp.1037–1044.

Dumas, P., Prontemps, J., Mangeas, M., Luneau, G., 2010. Developing erosion models for integrated coastal zone management: a case study of The New Caledonia west coast. *Marine pollution bulletin*, 61(7-12), pp.519–29.

Edet, A.E., 2004. Vulnerability evaluation of a coastal plain sand aquifer with a case example from Calabar, southeastern Nigeria. *Environmental Geology*, 45(8), pp.1062–1070.

Ellison, J.C. & Stoddart, D.R., 1991. Mangrove ecosystem collapse during predicted sea-level rise: Holocene analogues and implications. *Journal of Coastal Research*, 7(1), pp.151–165.

Ewel, K.C., Twilley, R.R. & Ong, J.E., 1998. kinds of mangrove forests different Different provide goods and services. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7(1), pp.83–94.

Fierros, F.D., Rueda, E.B. & Moreira, R.P., 1987. Evaluation of the U.S.L.E. for the prediction of erosion in burn forest areas in Galicia (N.W. SPAIN). *catena*, 14(1-3), pp.189–199.

Filho, J.B. & Miranda, L.B., 1997. Estimativa da descarga de água doce no sistema estuarino-lagunar de cananéia-iguape. *Revista Brasileira Oceanográfica*, 45(1/2), pp.89–94.

Filho, P.W.M.S., Martins, E. do S.F. & Costa, F.R., 2006. Using mangroves as a geological indicator of coastal changes in the Bragança macrotidal flat, Brazilian Amazon: A remote sensing data approach. *Ocean & Coastal Management*, 49(7-8), pp.462–475.

GEOBRÁS, 1966. Complexo Valo Grande Mar Pequeno - Rio Ribeira de Iguape, São Paulo.

Gomes, F.V., 2007. A gestão da zona costeira portuguesa. *Revista da gestão costeira integrada*, 7(2), pp.83–95.

Gornitz, V., 1991. Global coastal hazards from future sea level rise. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 89(4), pp.379–398.

Gornitz, V., Daniels, R., White, T., Birdwell, K., 1994. The development of a coastal risk assessment database: Vulnerability to sea-level rise in the U.S. Southeast. *Journal of Coastal Research*, (12), pp.327–338.

Guebas, F., Verheyden, A., Genst, W., Hettiarachchi, S., Koedam, N., 2000. Four decade vegetation dynamic in Sri Lankan mangroves as detected from sequential aerial photography: A case study in Galle. , 67(2), pp.741–759.

Guimarães, A., Travassos, P., Filho, P., Gonçalves, F., Costa, F., 2009. Impact of aquaculture on mangrove areas in the northern Pernambuco Coast (Brazil) using remote sensing and geographic information system. *Aquaculture Research*, 41(6), pp.828–838.

Gulizar, O., 2007. Vulnerability of coastal areas to sea level rise: A case study on Goksu Delta. Middle East Technical University.

Harvey, N., Clouston, B. & Carvalho, P., 1999. Improving coastal vulnerability assessment methodologies for integrated coastal zone management: An approach from South Australia. *Australian Geographical Studies*, 37(1), pp.50–69.

Jamrah, A., Al-Futaisi, A., 2008. Assessment of groundwater vulnerability in the coastal region of Oman using DRASTIC index method in GIS environment. *Environmental monitoring and assessment*, 147(1-3), pp.125–38.

Jin-eong, O., 1995. The ecology of mangrove conservation & management. *Hydrobiologia*, 295(1-3), pp.343–351.

Kairo, J.G., Kiviyatu, B. & Koedam, N., 2002. Application of remote sensing and GIS in the management of mangrove forests within and adjacent to Kiuga marine protected area, Lamu, Kenya. *Environment, Development and Sustainability*, 4(2), pp.153–166.

Keisler, J.M. & Sundell, R.C., 1997. Information for boundary decisions : An application to park planning. *Journal of Geographic Information and Decision Analysis*, 1(2), pp.100–119.

Krause, G., Bock, M., Weiers, S., Braun, G ., 2004. Mapping land-cover and mangrove structures with remote sensing techniques: a contribution to a synoptic GIS in support of coastal management in North Brazil. *Environmental management*, 34(3), pp.429–40.

Lewis, L. & Nyamulinda, V., 1996. The critical role of human activities in land degradation in Rwanda. *Land Degradation & Development*, 7(1), pp.47–55.

Lignon, M., Coelho, C., Almeida, R., Menghini, R., Novelli, Y., Cintrón, G., Guebas, F., 2011. Characterisation of mangrove forest types in view of conservation and management : a review of mangals at the Cananéia region , São Paulo State , Brazil. *Journal of Coastal Research*, 64(57), pp.349–353.

Lignon, M.C., 2005. *Ecologia de manguezais: Desenvolvimento espaço-temporal no sistema costeiro Cananéia-Iguape, São Paulo, Brasil*. Universidade de São Paulo.

Lignon, M.C. & Kampel, M., 2011. Análise multitemporal de imagens Landsat para monitoramento de áreas de manguezal: subsídio à gestão costeira do litoral sul do Estado de São Paulo. In *Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Curitiba, pp. 5032–5038.

Lin, C.-Y., Lin, W.-T. & Chou, W.-C., 2002. Soil erosion prediction and sediment yield estimation: the Taiwan experience. *Soil and Tillage Research*, 68(2), pp.143–152.

Liu, K., Li, X., Shi, X., Wang, S., 2008. Monitoring mangrove forest changes using remote sensing and GIS data with decision-tree learning. *Wetlands*, 28(2), pp.336–346.

Lufafa, A., Wenywa, M., Isabirye, M., Majaliwa, M., Woomer, P., 2003. Prediction of soil erosion in a Lake Victoria basin catchment using a GIS-based Universal Soil Loss model. *Agricultural Systems*, 76(3), pp.883–894.

Makota, V., Sallema, R. & Mahika, C., 2004. Monitoring shoreline change using remote sensing and GIS: A case study of Kunduchi area, Tanzania. *West Indian Ocean Journal of Marine Science*, 3(1), pp.1–10.

Manassrisuksi, K., Weir, M. & Ali, Y., 2001. Assessment of a mangrove rehabilitation programme using remote sensing and GIS: A case study of Amphur Khlung, Chantaburi province, Eastern Thailand. In the 22nd Asian Conference on Remote Sensing ACRS. pp. 1338–1343.

Mazda, Y., Kanazawa, N. & Wolanski, E., 1995. Tidal asymmetry in mangrove creeks. *Hydrobiologia*, 295(1-3), pp.51–58.

Mazda, Y., Magi, M., Kogo, M., Hong, P., 1997. Mangroves as a coastal protection from waves in the Tong King delta, Vietnam. *Mangroves and Salt Marshes*, 1(2), pp.127–135.

Mazda, Y., Magi, M., Nanao, H., Kogo, M., Miyagi, T., Kanazawa, N., Kobashi, D., 2002. Coastal erosion due to long-term human impact on mangrove forests. *Wetlands Ecology and Management*, 10(1), pp.1–9.

Mesquita, A.R. & Harari, J., 1983. Tides and tide gauges of Cananéia and Ubatuba - Brazil (Lat. 24o), São Paulo.

Mishima, M. & Tangi, S., 1985. Fecundidade e incubação dos bagres marinhos (Osteichthyes, Ariidae) do complexo estuarino-lagunar de Cananéia (25oS, 48oW). *Boletim do Instituto Pesca*, 12(2), pp.77–85.

Miyao, S.M. & Harari, J., 1989. Estudo preliminar da maré e das correntes de maré da região estuarina de Cananéia (25°S - 48°W). *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 37(2), pp.107–123.

Miyao, S.Y., Nishihara, L. & Sarti, C.C., 1986. Características físicas e químicas do sistema estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 34(1), pp.23–36.

Naohiro, M., Putth, S. & Keiyo, M., 2012. Mangrove rehabilitation on highly eroded coastal shorelines at Samut Sakhon, Thailand. *International Journal of Ecology*, 2012(1), pp.1–11.

Nas, B., Cay, T., Iscan, F., Berkday, A., 2010. Selection of MSW landfill site for Konya, Turkey using GIS and multi-criteria evaluation. *Environmental monitoring and assessment*, 160(1-4), pp.491–500.

Novelli, Y.S., Mesquita, H. de S.L. & Molero, G.C., 1990. The Cananéia Lagoon estuarine system, São Paulo, Brazil. *Estuaries*, 13(2), pp.193–203.

Pendleton, E.A., Thieler, E.R. & Williams, S.J., 2004. Coastal vulnerability assessment of Cape Hatteras National Seashore (CAHA) to sea- level rise U . S . Department of the Interior, Virginia.

Pereira, C. & Coelho, C., 2013. Mapas de risco das zonas costeiras por efeito da ação energética do mar. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, 13(1), pp.27–43.

Pundt, H., 2002. Field data collection with mobile GIS : Dependencies between semantics and data quality. *Geoinformatica*, 6(4), pp.363–380.

Rajkaran, A., Adams, J.B. & Preez, D.R., 2004. A method for monitoring mangrove harvesting at the Mngazana estuary , South Africa. *African Journal of Aquatic Science*, 29(1), pp.57–65.

Rao, K., Subraelu, P., Rao, T., Malini, B., Ratheesh, R., Bhattacharya, S., Rajawat, A., Ajai, 2009. Sea-level rise and coastal vulnerability: an assessment of Andhra Pradesh coast, India through remote sensing and GIS. *Journal of Coastal Conservation*, 12(4), pp.195–207.

Regina, C. & Souza, D.G., 2009. A erosão costeira e os desafios da gestão costeira no Brasil. *Revista da gestão costeira integrada*, 9(1), pp.17–37.

Saaty, T.L., 1977. A scaling method priorities in hierarchical structures. *Journal of mathematical psychology*, 15(3), pp.234–281.

Saaty, T.L., 1987. Concepts, theory and techniques: rank generation, preservation, and reversal in the analytic hierachy decision process. *Decision Sciences*, 18(2), pp.157–177.

Saaty, T.L., 1980. *The analytic hierarchy process: Planning, priority setting, resource allocation*, New York: Mcgraw-Hill.

SEMASP, S. de E. do M.A. de S.P., 1990. Macrozoneamento do complexo estuariono lagunar de Iguape Cananéia: Plano de gerenciamento costeiro, São Paulo.

Semeniuk, V., 1980. Mangrove zonation along an eroding coastline in King Sound, North-western Australia. *British Ecological Society*, 68(3), pp.789–812.

Silva, L., Macedo, A., Fernandez, P., Dalmas, F., Macedo, A., Santos, A., Oliveira, F., Silva, M., Amaral, W., Nagaoka, M., Baptista, D., 2013. Sistema de informações geográficas da Bacia do Ribeira de Iguape e Litoral Sul.

Store, R. & Kangas, J., 2001. Integrating spatial multi-criteria evaluation and expert knowledge for GIS-based habitat suitability modelling. *Landscape and Urban Planning*, 55(2), pp.79–93.

Store, R. & Kangas, J., 2001. Integrating spatial multi-criteria evaluation and expert knowledge for GIS-based habitat suitability modelling. *Landscape and Urban Planning*, 55(2), pp.79–93.

Szlafsztein, C. & Sterr, H., 2007. A GIS-based vulnerability assessment of coastal natural hazards, state of Pará, Brazil. *Journal of Coastal Conservation*, 11(1), pp.53–66.

UNESCO, 1999. World heritage nomination - IUCN Technical evaluation Atlhantic Forests (southeast) Brazil,

Walters, B., Ronnback, P., Kvac, J., Crona, B., Hussain, S., Badola, R., Primavera, J., Barbier, E., Guebas, F., 2008. Ethnobiology, socio-economics and management of mangrove forests: A review. *Aquatic Botany*, 89(2), pp.220–236.