

FINISTERRA

Revista Portuguesa de Geografia



Centro
de Estudos
Geográficos

Volume LII
Número 104
Abril 2017

AVALIAÇÃO MULTICRITÉRIO DA FRAGILIDADE DO TERRITÓRIO NO BRASIL. A SILVICULTURA NO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL

RICARDO J. G. MATEUS¹

DAMÁRIS G. PADILHA²

RESUMO – Os métodos multicritério de apoio à decisão têm sido aplicados em vários problemas de planeamento territorial e ambiental. A expansão da atividade de silvicultura no estado brasileiro do Rio Grande do Sul é regulada por um instrumento legal de apoio à decisão de políticas públicas denominado Zoneamento Ambiental da atividade de Silvicultura, cujas fundações metodológicas se basearam numa avaliação da fragilidade ambiental do território em relação às externalidades impostas por essa atividade. Tomando como exemplo de referência este instrumento, o presente artigo apresenta uma análise crítica à metodologia de análise multicritério utilizada, ilustrando-a com base nos principais erros metodológicos praticados, tais como a má estruturação dos critérios de avaliação, a definição ambígua de descritores de impacto, a não distinção entre a medição de impactos e do seu valor ou o significado real dos coeficientes de ponderação num modelo de agregação multicritério. Em paralelo, através do estudo de um caso, é proposta uma metodologia alternativa baseada na teoria de valor multicritério e um processo de apoio à decisão consistente, fundamentado, transparente e participado. Espera-se que o presente artigo possa contribuir para o desenvolvimento e aplicação de métodos de análise multicritério de uma forma mais rigorosa e tecnicamente correta, nomeadamente em problemas caracterizados pela existência de competição e de conflitos, entre vários *stakeholders*, pela utilização dos recursos escassos existentes num determinado território e, em especial, na formulação de novos instrumentos de Zoneamento Ecológico-Económico no Brasil.

Palavras-chave: Análise multicritério; fragilidade; zoneamento; silvicultura; conflitos de uso do território.

Recebido: Maio 2015. Aceite: Setembro 2016.

¹ Centro de Estudos de Gestão do IST (CEG-IST), Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa. Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Av. Rovisco Pais, 1, 1049-001 Lisboa. E-mail: ricardo.mateus@sapo.pt

² Centro de Ciências Rurais, Departamento de Engenharia Rural, Universidade Federal de Santa Maria. E-mail: damarispadilha@gmail.com

ABSTRACT – MULTI-CRITERIA EVALUATION OF THE FRAGILITY OF TERRITORY TO FORESTRY ACTIVITIES: ENVIRONMENTAL ZONING IN THE STATE OF RIO GRANDE DO SUL. Multi-criteria decision support methods have been applied in various territorial and environmental planning problems. The expansion of forestry activities in the Brazilian state of Rio Grande do Sul is regulated by a legal instrument to support public policy decisions referred to as the Environmental Zoning of Forestry activities, whose methodological foundations were based on an evaluation of the environmental fragility of the territory to the externalities imposed by these activities. Using this instrument as a reference case, this article presents a critical analysis of the underlying multi-criteria analysis approach, illustrating it based on various key methodological mistakes, in particular the inadequate structuring of evaluation criteria, the ambiguous definition of impact descriptors, not distinguishing between impact estimate and value measurement, or misunderstanding the actual meaning of weights in a multi-criteria aggregation model. In parallel, by means of a case study, an alternative methodology is proposed in the light of multi-criteria value measurement theory and a systematic, auditable, transparent, and participatory decision aiding process. The ultimate aim of this article is to contribute to the development and application of more rigorous and technically sound multi-criteria analysis methods, especially in problems characterized by the existence of competition and conflict among various stakeholders for the use of the existing scarce resources of a territory and, more specifically, in the formulation of future Ecological and Economical Zoning instruments in Brazil.

Keywords: Multi-criteria analysis; fragility; zoning; forestry; land use conflicts.

RÉSUMÉ – ÉVALUATION MULTICRITÈRE DE LA FRAGILITÉ TERRITORIALE FACE À LA SYLVICULTURE : RIO GRANDE DO SUL (BRÉSIL). L'expansion de la sylviculture dans l'État brésilien de Rio Grande do Sul est régie par un instrument juridique d'aide à la décision de politiques publiques appelé Zonage Environnemental face à la Sylviculture, dont les fondements méthodologiques ont été basés sur une évaluation de la fragilité environnementale du territoire aux externalités imposées par cette activité forestière. En utilisant cet instrument comme une référence, cet article présente une analyse critique à la méthodologie d'analyse multicritères sous-jacents, sur la base des principales erreurs méthodologiques effectuées, en particulier la structuration insuffisante des critères d'évaluation, la définition ambiguë des descripteurs d'impact, l'absence de distinction entre estimation des impacts et leur valeur ou la compréhension de la signification réelle du poids dans un modèle d'agrégation multi-critères. Parallèlement, au moyen d'une étude de cas, une méthodologie alternative est proposée à la lumière de la théorie de la mesure des valeurs multicritères et d'un processus d'aide à la décision systématique, raisonnée, transparent et participatif. On espère ainsi contribuer au développement et à l'application de méthodes d'analyse multicritères plus techniquement rigoureuse et logique, en particulier dans les problèmes caractérisés par l'existence de la concurrence et des conflits entre les différentes parties prenantes pour l'utilisation des ressources limitées existantes sur un territoire et, notamment, dans la formulation de nouveaux instruments de zonage environnemental et économique au Brésil.

Mots clés: Analyse multicritères; fragilité; zonage; sylviculture; conflits dans l'utilisation du territoire.

I. CONFLITOS EMERGENTES DA ATIVIDADE DE SILVICULTURA NO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL

A exploração florestal no Brasil tem sido, desde a época dos descobrimentos, o motor do seu desenvolvimento económico (Resende, 2006). Nos finais do século XIX, com a expansão da atividade agrícola e da rede de caminho-de-ferro, surgem os primeiros sinais de preocupação quanto ao esgotamento dos recursos naturais e aos efeitos ambientalmente negativos sobre os ecossistemas locais, como consequência das atividades continuadas e sem planeamento de sobre-exploração do património florestal nativo do país, culminando com o surgimento do primeiro código florestal (Resende, 2006).

Consequentemente, no início do século XX, Edmundo Navarro de Andrade, um dos precursores da atividade florestal no Brasil, inicia uma série de experiências na busca de espécies florestais capazes de produzir mais rapidamente a matéria-prima desejada. O resultado dessa demanda levou à seleção do Eucalyptus e a sua posterior introdução no Brasil, em 1908, através da principal companhia ferroviária nacional, necessitada dos principais produtos oriundos da madeira do eucalipto (lenha, carvão e dormentes). A utilização do eucalipto como matéria-prima cedo foi secundada por outras indústrias, primeiro pelo mobiliário e mais tarde, durante a década de 50, pela celulose. No entanto, só na década seguinte, com a introdução de incentivos ao reflorestamento, é que se tornou universal o interesse pelo cultivo do eucalipto e de outras árvores de crescimento rápido (pinheiro e acácia negra) e o subsequente destaque desta atividade silvícola no quadro da economia brasileira (Rambo, 2006).

Desde então, a cadeia produtiva de florestas plantadas no Brasil se expandiu e caracteriza-se atualmente pela diversidade de produtos e serviços, compreendendo um conjunto de atividades que incluem desde a produção e a colheita até a transformação da madeira no produto final. Essa expansão favoreceu o crescimento da procura de matérias-primas de base florestal e consequentemente trouxe de novo à superfície as preocupações anteriores de sustentabilidade ambiental, que tinham sido entretanto encobertas com a introdução de novas espécies florestais de crescimento rápido.

Assim, nos últimos anos, tem-se assistido à introdução na legislação ambiental de algumas salvaguardas, como a lei de crimes ambientais (Brasil, 1998), a lei da Mata Atlântica (Brasil, 2006) ou o novo código florestal brasileiro (Brasil, 2012), que reduzem a pressão que a exploração florestal exerce sobre os ecossistemas naturais, nomeadamente em relação àqueles mais vulneráveis e/ou frágeis a esta atividade, contribuindo assim para a sua conservação e sustentabilidade.

Segundo Baumhardt (2010), o modelo de produção florestal baseado em plantações comerciais é relativamente recente e, por isso, a extensão de áreas plantadas ainda é reduzida no planeta. Até à data, a maior parte da investigação e desenvolvimento nesta área tem sido centralizada quer no melhoramento genético quer na otimização da gestão florestal, o que tem proporcionado ganhos significativos na produtividade florestal, alcançando algumas espécies de Eucalyptus plantadas no Brasil as mais elevadas taxas de crescimento mundiais, com um incremento médio anual na ordem dos 45 m³/ha/ano (Gomide, Fantuzzi, & Regazzi, 2010), e proporcionando assim menores ciclos de colheita

para os plantios florestais dessas espécies. Note-se, contudo, que estes valores apenas são possíveis face às condições edafo-climáticas (solo, precipitação) e socioeconômicas (e.g. verticalização do setor, tecnologia, qualidade da mão de obra) específicas do Brasil, que são consideradas excelentes para a prática desta atividade (Valverde, Machado, Sousa, Rezende, & Antiqueira, 1996; Juvenal & Mattos, 2002).

Estas potencialidades do país resultaram em uma área ocupada por plantações florestais de eucaliptos e pinheiros, em 2012, superior a 6,6 milhões de hectares, representando cada uma dessas plantações, respetivamente, cerca de 76% e 24% desse total. A maior parte (cerca de 87%) dessa área encontra-se concentrada em apenas sete estados (fig. 1), de acordo com a seguinte distribuição: Minas Gerais (22%), São Paulo (18%), Paraná (12%), Santa Catarina (10%), Bahia (9%), Mato Grosso do Sul (9%) e Rio Grande do Sul (7%) (ABRAF, 2013).

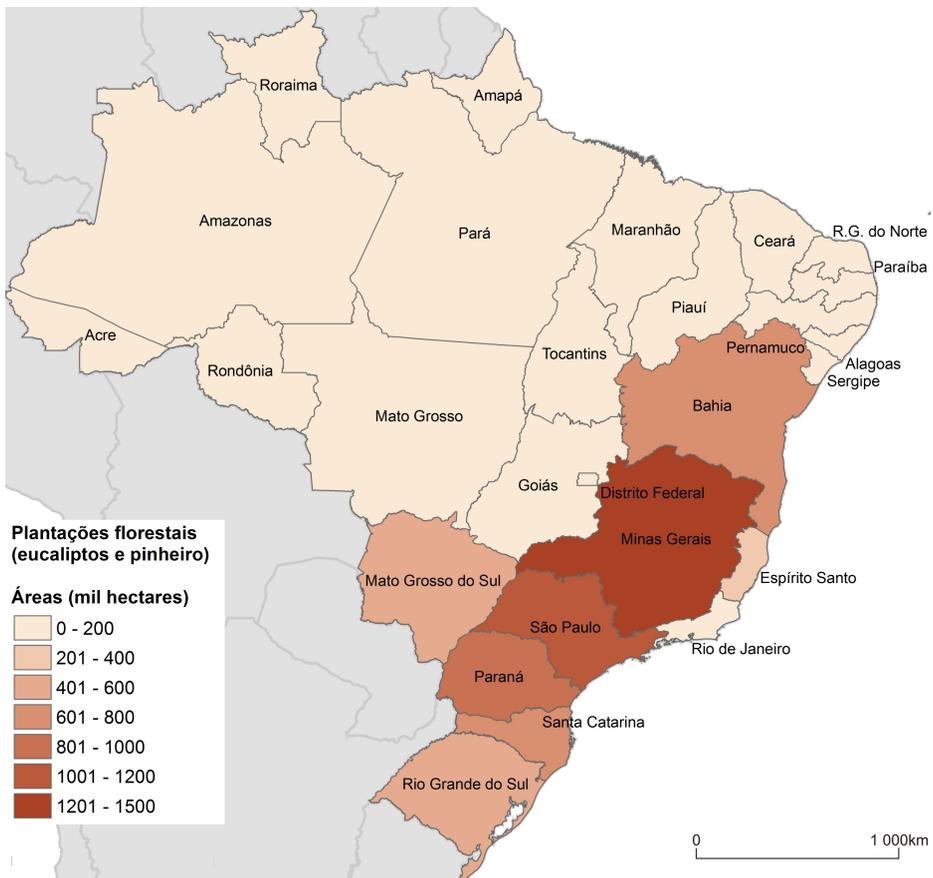


Fig. 1 – Áreas das plantações florestais de eucaliptos e pinheiros no Brasil no ano de 2012.

Figura a cores disponível online.

Fig. 1 – Forest plantation areas of Eucalyptus and Pinus in Brazil in 2012.

Colour figure available online.

Fonte: ABRAF (2013)

Neste contexto, o estado do Rio Grande do Sul ocupa uma posição de destaque, apresentando uma área de plantação aproximadamente igual a 450 mil hectares, em 2012, e um sector florestal com um horizonte promissor de crescimento. Este estado contempla dois dos biomas mais ameaçados do Brasil, os quais apresentam grande riqueza de biodiversidade. As terras altas da metade norte do estado são ocupadas pelo bioma Mata Atlântica, onde predominam as florestas, que perfazem atualmente cerca de 30% do território gaúcho, embora somente 7,5% sejam áreas remanescentes da floresta original considerada um dos *hotspots* com maior biodiversidade do mundo. As planícies da metade Sul do território são ocupadas pelo bioma Pampa, caracterizado pelos seus campos (limpos ou subarbustivos), pastagens e zonas agrícolas.

Este destaque não é por acaso, já que nos últimos anos o estado tem sido palco de disputa entre as principais empresas do sector que têm realizado avultados investimentos nesta área, nomeadamente através da plantação de novos maciços florestais, da ampliação da cadeia produtiva (por ex., novas fábricas de produção de celulose), da aposta na qualificação dos sistemas de gestão e nas áreas de investigação e desenvolvimento e do estabelecimento de parcerias e ações de fomento.

Apesar do potencial produtivo que a atividade florestal apresenta em todo o estado do Rio Grande do Sul, atualmente, o foco principal de expansão desta atividade está centrado na metade sul do estado, mais especificamente no bioma Pampa que, em território brasileiro, tem sua ocorrência restrita a este estado. Alguns fatores como os baixos índices socioeconómicos, mão-de-obra barata, uma estrutura agrária baseada em grandes extensões de terra e a situação económica precária dos produtores de gado fizeram dessa região o território preferencial para o investimento pelas principais empresas deste sector. Esta expansão acelerada traz consigo a necessidade de equilibrar a excelência em produtividade e competitividade económica desta região com as suas repercussões ambientais e socioeconómicas sobre os sistemas que suportam o desenvolvimento dessa atividade, numa perspectiva de sustentabilidade. Conciliar os interesses legítimos dos operadores económicos privados, que buscam sobretudo o lucro numa perspectiva de curto prazo, face aos interesses socioeconómicos da sociedade em geral, incluindo as preocupações ambientais, tem estado no centro dos conflitos e das discussões sobre as vantagens e desvantagens desta atividade em todas as esferas da comunidade gaúcha.

Desde o início dessas discussões, estabeleceram-se duas frentes conflitantes de interesse sobre esse território. Por um lado, estava o setor industrial privado, incentivado diretamente pelo Governo do estado, que buscava o apoio dos pequenos, médios e grandes produtores agrícolas da região para iniciar a expansão das áreas de floresta plantada na metade sul do estado. Este grupo defendia a expansão com base no desenvolvimento socioeconómico que a atividade florestal iria gerar para a região, considerando o fato de que o setor promove o aumento do emprego (direto e indireto) e da renda local, investe em programas de inclusão social, saúde, educação, cultura e conservação da natureza (previsto na lei) e proporciona alternativas de renda, além da produção agrícola tradicional, melhorando a qualidade de vida rural. No extremo oposto desta contenda, uniram-se as entidades pró-ambientalistas e movimentos sociais, criticando e reprimindo constantemente a expansão da atividade silvícola em larga escala e a instalação de espécies

exóticas. Esta façção mostrava-se apreensiva com os potenciais impactos negativos que essa expansão poderia originar sobre os ecossistemas naturais de uma região onde se localizam dois dos biomas mais ameaçados do Brasil, nomeadamente em termos de diminuição da biodiversidade, deterioração da fertilidade e permeabilidade dos solos ou a falta de capacidade hídrica regional para suportar as diversas atividades, mas também sobre as comunidades locais, por exemplo, ameaçando o modo tradicional de subsistência e de relacionamento cultural das populações residentes na região.

Nesta clivagem, dois tipos de conflitos distintos emergem, um de natureza cognitiva e outro de natureza valorativa. O primeiro pode ser resolvido através de estudos mais detalhados que resultem numa maior compreensão sobre os efeitos que a atividade florestal exerce sobre os sistemas humanos e ecológicos, incluindo os seus impactos sobre o ordenamento territorial, a conservação dos recursos naturais, as comunidades locais, ou a qualidade, resiliência e fragilidade ambiental dos sítios em que essa atividade é sobreposta. O segundo tipo de conflitos é de natureza distinta, pois baseia-se nos interesses (objetivos, preferências) distintos que os diversos *stakeholders*, em cada contexto de decisão, pretendem atingir e, conseqüentemente, não podem ser resolvidos simplesmente através de mais conhecimento. Assim, a avaliação e o planeamento de uma atividade específica deve ter a premissa de levar em consideração, por um lado, as potencialidades diretas e indiretas apresentadas pelo local que irá recebê-la e, por outro lado, as condicionantes que deverão ser impostas sobre a mesma considerando a fragilidade ambiental e socioeconómica dos sistemas socio-ecológicos que a vão sustentar.

II. ZONEAMENTO AMBIENTAL DA ATIVIDADE DE SILVICULTURA NO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL

É neste contexto que o Governo do estado do Rio Grande do Sul resolve iniciar uma série de debates sobre os “prós” e os “contras” dos investimentos de expansão florestal. Após este debate público, o Governo do estado, em parceria com outros órgãos técnicos ambientais, empresas e entidades representantes da iniciativa privada da silvicultura gaúcha, assumindo a sua responsabilidade em estabelecer novas regras para a expansão do setor florestal, instituiu em 2008 o Zoneamento Ambiental para a Atividade da Silvicultura (ZAS) do Rio Grande do Sul (CONSEMA, 2008; 2009), com o objetivo de aumentar a produção no setor florestal sem deixar de preservar os recursos naturais da região. O Zoneamento Ambiental é um instrumento de comando e controlo que visa apoiar os processos de planeamento e ordenamento do território e, conseqüentemente, da utilização e proteção dos seus recursos naturais e patrimoniais, com o intuito de minimizar os impactos decorrentes de uma ação antrópica desordenada, impondo limites à sua expansão. O seu âmbito espacial e temporal de aplicação é de nível hierárquico superior à de outros instrumentos de planeamento e gestão ambiental, nomeadamente os Estudos de Impacto Ambiental e o licenciamento ambiental das atividades de silvicultura, estabelecendo as diretrizes de referência que condicionam a posterior aprovação dessas atividades com base nesses instrumentos (Montaño, De Oliveira, Ranieri, & Fontes, 2007). As

regras de licenciamento ambiental vigentes no estado do Rio Grande do Sul determinam que a realização de toda e qualquer atividade de silvicultura está condicionada ao cumprimento das restrições de nível espacial superior definidas no ZAS (FEPAM, 2014).

O modelo de Zoneamento Ambiental atualmente vigente no estado do Rio Grande do Sul estabeleceu uma divisão do território gaúcho em 160 unidades espaciais de planejamento, com características físicas e naturais homogêneas, que resultaram da sobreposição de 25 bacias hidrográficas e 45 unidades de paisagem natural. A realização de atividade silvícolas em cada uma dessas unidades de planejamento é condicionada nomeadamente em termos de limites percentuais de ocupação adicional, tamanhos máximos das plantações e distâncias mínimas entre elas. Por exemplo, a bacia hidrográfica do rio Ijuí (U090) está dividida em 4 unidades de paisagem (fig. 2) nas quais devem ser respeitadas as restrições apresentadas no quadro I.

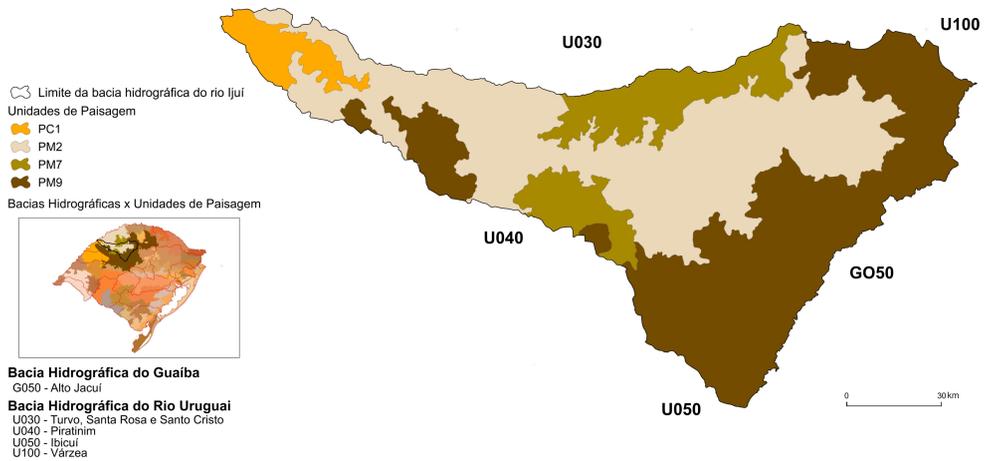


Fig. 2 – Unidades de paisagem natural da bacia hidrográfica do rio Ijuí em 2012. Figura a cores disponível online.

Fig. 2 – Natural landscape units of the watershed of river Ijuí in 2012. Colour figure available online.

Fonte: CONSEMA (2009)

Quadro I – Restrições à atividade de silvicultura nas unidades de paisagem natural da bacia hidrográfica do rio Ijuí.

Table I – Restrictions on forest activities in the natural landscape units of the watershed of the river Ijuí.

Unidade	Ocupação máxima (%)	Tamanho máximo (ha)	Distância mínima (m)
Planalto da Campanha 1 (PC1)	16,2	2 000	1 700
Planalto Meridional 2 (PM2)	18,0	3 500	1 900
Planalto Meridional 7 (PM7)	18,0	1 600	1 400
Planalto Meridional 9 (PM9)	18,0	1 600	1 400

Fonte: CONSEMA (2009)

A versão inicial do ZAS propôs que as restrições, em cada unidade de planeamento, fossem estabelecidas com base numa avaliação integrada da fragilidade dos respetivos ecossistemas face à implementação da atividade de silvicultura em larga escala (CONSEMA, 2008). Para o efeito, determinou-se o índice de fragilidade de cada unidade através da aplicação de um modelo aditivo hierárquico ao conjunto de critérios e respetivos coeficientes de ponderação (entre parênteses) apresentados no quadro II.

Quadro II – Critérios e respetivos coeficientes de ponderação (entre parênteses) do índice de fragilidade ambiental.

Table II – Criteria and weighting coefficients (between parentheses) of the environmental fragility index.

Critérios e respetivos coeficientes de ponderação	
Disponibilidade hídrica (4)	Balanço hídrico superficial (1)
	Balanço hídrico no solo (1)
Remanescentes de habitats naturais (3)	Perda de habitat (1)
	Fragmentação de habitat (1)
Fauna (2)	Espécies ameaçadas (3)
	Confirmadas (1)
	Potenciais (0,5)
	Espécies exclusivas (3)
	Exclusivas (1)
	Semi-exclusivas (0,5)
Flora (2)	Espécies criticamente ameaçadas (2)
	Confirmadas (1)
	Potenciais (0,5)
	Grupos taxonómicos de espécies ameaçadas (1)
Atrativos turísticos de elevado valor (0,5)	Confirmados (1)
	Potenciais (0,5)
	Espécies ameaçadas (3)
Flora (2)	Espécies exclusivas (3)
	Grupos taxonómicos de espécies ameaçadas (1)

Fonte: CONSEMA (2008)

Numa primeira fase, as performances das diversas unidades de planeamento segundo os critérios elementares do quadro II foram estimadas e as respetivas pontuações calculadas através da sua transformação para uma escala de pontuação relativa entre 0 e 1, correspondendo, respetivamente, à performance de menor e maior fragilidade (criticidade). As performances intermédias foram distribuídas proporcionalmente nesse intervalo. A título de exemplo, o quadro III apresenta a escala utilizada para o cálculo das pontuações das unidades de paisagem segundo o indicador (razão entre a procura e oferta de vazão) relativo ao “balanço hídrico superficial”.

Quadro III – Indicador e escala de pontuação do critério “balanço hídrico superficial”.

Table III – Indicator and scoring scale of the criterion “surface water balance”.

Disponibilidade hídrica superficial já comprometida com os usos atuais (%)	Fragilidade	Pontuação
0 – 10	Muito confortável	0,10
10,1 – 20	Confortável	0,20
20,1 – 30	Alerta inicial	0,40
30,1 – 40	Alerta grave	0,60
Acima de 40,1	Muito crítica	1,00

Fonte: CONSEMA (2008)

Numa segunda fase, as pontuações das unidades de planejamento segundo os critérios definidos ao nível hierárquico imediatamente superior foram calculadas sucessivamente através da seguinte expressão:

$$P_c(u) = \sum_{s \in S(c)} k_s \times p_s(u)$$

em que:

- $P_c(u)$ corresponde à pontuação da unidade de planejamento u segundo o critério c ;
- $S(c)$ corresponde ao conjunto dos subcritérios s do critério c ;
- k_s corresponde ao coeficiente de ponderação do subcritério s (conforme os valores apresentados entre parêntesis no quadro II);
- $p_s(u)$ corresponde à pontuação da unidade de planejamento u segundo o subcritério s .

Assim, a título de exemplo, as pontuações das unidades de planejamento segundo o critério “disponibilidade hídrica” foram calculadas através da soma das pontuações das respectivas unidades segundo os subcritérios “balanço hídrico superficial” e “balanço hídrico no solo”. Posteriormente, as pontuações obtidas foram novamente normalizadas e o procedimento referido foi sucessivamente aplicado até se obter as pontuações globais das diversas unidades de planejamento, ou seja, o seu índice de fragilidade.

O modelo de agregação utilizado é paradigmático dos erros que é frequente encontrar na prática e na literatura relativos à aplicação de uma metodologia de análise multicritério de apoio à decisão. Tipicamente, a sua aplicação é simplesmente justificada com a necessidade de tornar as performances (ou impactos) segundo os diversos indicadores diretamente comparáveis entre si (CONSEMA, 2008; 2009). A sua aparente simplicidade é frequentemente a causa de vários erros metodológicos durante a sua aplicação que violam os axiomas base de racionalidade em que o método de baseia, nomeadamente a má estruturação dos critérios de avaliação, a

definição de performances de uma forma ambígua, a não distinção entre a medição das performances e do valor (utilidade) ou a não compreensão do significado dos coeficientes de ponderação num modelo de agregação.

Não é, pois, de estranhar que a versão final do relatório que aprovou o ZAS no estado do Rio Grande do Sul tenha concluído pela necessidade de rever e aperfeiçoar a metodologia utilizada para o cálculo do índice de fragilidade e por levar em consideração os respetivos valores apenas como referência inicial para a definição das restrições finais do ZAS (CONSEMA, 2009). Uma das causas que motivou essa decisão foi a baixa correlação verificada entre os índices de fragilidade de cada unidade de paisagem (CONSEMA, 2008) e as restrições finais efetivamente propostas pelos técnicos para as respetivas unidades de planeamento (CONSEMA, 2009). Por outro lado, apesar de existir um consenso quanto aos impactos gerados pela atividade florestal e a necessidade de regrá-la, várias vozes dissonantes se têm levantado contra os critérios de licenciamento adotados, nomeadamente por parte do setor produtivo que tem considerado a sua aplicação excessiva e ambígua, sobretudo no que diz respeito à interpretação dessas regras e à sua aplicação legal.

Efetivamente, um dos grandes desafios que os governos e a sociedade em geral têm de enfrentar é o de desenvolver e usar sistemas de apoio à decisão capazes de conciliar os benefícios das atividades económicas com as externalidades que essas práticas impõem sobre os sistemas que as suportam (Souza & Fernandes, 2000). O desafio encontra-se sobretudo na elaboração de políticas públicas e de instrumentos de regulação que influenciem adequadamente, numa perspetiva de sustentabilidade, os comportamentos dos diversos *stakeholders*, devido à dificuldade que os decisores (públicos e privados) têm em compreender e interpretar quais os indicadores que são realmente importantes e o porquê de os considerar dessa forma.

Neste contexto, o presente artigo visa contribuir para a elaboração de instrumentos mais eficazes de apoio à decisão de políticas públicas, nomeadamente aqueles cujas bases metodológicas se baseiam em métodos de análise e avaliação com múltiplos critérios. A secção seguinte apresenta sucintamente a forma como a fragilidade ambiental tem sido considerada na literatura. Posteriormente, tomando como exemplo de referência o atual instrumento de ZAS do estado do Rio Grande do Sul, o artigo prossegue com uma análise aos erros metodológicos que padece o cálculo do respetivo índice de fragilidade, a proposta de uma nova abordagem metodológica, com base na teoria de valor multicritério (Kirkwood, 1997; Bana e Costa, De Corte, & Vansnick, 2012), para o seu desenvolvimento e a ilustração da sua aplicação considerando o estudo de um caso circunscrito a uma das bacias hidrográficas do estado do Rio Grande do Sul. O artigo conclui com uma discussão das principais vantagens associadas à implementação da metodologia proposta.

III. FRAGILIDADE AMBIENTAL

As regras de licenciamento ambiental vigentes baseiam-se numa análise integrada que considera a fragilidade ambiental dos ecossistemas presentes em cada zona face à implementação da atividade de silvicultura. Assim, qualquer proposta de revisão metodológica do ZAS terá assim primeiro de se basear numa análise a este conceito.

O conhecimento da fragilidade ambiental de um sistema permite avaliar os riscos de degradação ambiental que esse sistema pode sofrer, possibilitando ainda avaliar o grau de tolerância que o mesmo pode suportar (Ribeiro & Werlang, 2010). Estudos de fragilidade são fundamentais para o planeamento, gestão e monitorização de ambientes naturais e antrópicos, contribuindo para o reconhecimento de unidades ecodinâmicas estáveis, instáveis ou com instabilidade potencial/emergente (Ross, 1994) que vão apoiar o processo de decisão quanto ao tipo de atividades (ou conservação) que se deve permitir sobre essas áreas (Da Silva, 2012).

Os conceitos de fragilidade e vulnerabilidade são comumente referidos na literatura de uma forma indiferenciada (Verocai, 1997; Santos & Sobreira, 2008; Fagundes & Filho, 2014), pelo que não é de estranhar que os próprios relatórios oficiais relativos à aprovação do ZAS (CONSEMA, 2008; 2009) utilizem os dois termos como sinónimos. Apesar de os dois conceitos estarem naturalmente relacionados, existe, contudo, uma diferença, sendo que o primeiro se refere à suscetibilidade de um determinado sistema aos impactos provocados por uma determinada ação antrópica (ex: atividade silvícola, piscatória, turística, etc.), como por exemplo em Ross (1994), e o segundo se refere à vulnerabilidade desse sistema aos impactos provocados por uma determinada perturbação natural (incêndio, ciclone, inundação, etc.), como por exemplo em Crepani *et al.* (2001).

Por sua vez, o conceito de resiliência (capacidade de recuperação) encontra-se inversamente relacionado com os conceitos de fragilidade e vulnerabilidade (Pratt, Kaly, & Mitchell, 2004). Sistemas altamente frágeis (vulneráveis) apresentam uma baixa resiliência e vice-versa (Briguglio, Cordina, Farrugia, & Vella, 2008).

Alguns autores incluem dentro da definição de aptidão de um território para a realização de uma determinada atividade, nomeadamente na área florestal (Costa *et al.*, 2003; Carneiro, Daniel, Vitorino, & Comunello, 2006; Francellino, Rezende, & Da Silva, 2012), para além da capacidade intrínseca ou adquirida desse território para gerar potenciais benefícios económicos (mas também sociais ou ambientais), a sua capacidade limite para suportar essa atividade sem que ocorram perdas ou danos (económicos, sociais ou ambientais). Naturalmente, este último âmbito intersecta com a definição de fragilidade anteriormente assumida, o que convém evitar.

O quadro IV apresenta um resumo das principais variáveis que são tipicamente analisadas na literatura para a medição da fragilidade/vulnerabilidade ambiental de um ecossistema face à implementação de uma determinada atividade.

Quadro IV – Variáveis tipicamente utilizadas para a medição da fragilidade ambiental.

Table IV – Typical variables used for the measurement of environmental fragility.

Autor	Objetivo	Fatores	Variáveis
Ross (1994)	Fragilidade empírica de ambientes naturais e antrópicos	Fragilidade Potencial	<ul style="list-style-type: none"> – Dissecação do relevo – Solo – Geologia – Geomorfologia – Clima
		Fragilidade Emergente	<ul style="list-style-type: none"> – Fragilidade Potencial – Uso e cobertura da terra
Vashchenko, Favaretto e Biondi (2007)	Fragilidade ambiental dos picos Camapuã, Camapuã e Tucum situados na Serra do Mar paranaense	Fragilidade Potencial	<ul style="list-style-type: none"> – Declividade – Solo – Pluviosidade
		Fragilidade Emergente	<ul style="list-style-type: none"> – Fragilidade Potencial – Vegetação
Stolle (2008)	Fragilidade ambiental considerando aspectos físicos e práticas florestais em plantio de <i>Pinus taeda</i> L.	Estado	<ul style="list-style-type: none"> – Argila da camada superficial – Argila da camada subsuperficial – Profundidade efetiva do solo – Profundidade do horizonte A – Declividade
		Pressão	<ul style="list-style-type: none"> – Cobertura vegetal – Atividade Florestal
Santos e Sobreira (2008)	Fragilidade e vulnerabilidade natural dos terrenos aos processos erosivos	Fragilidade Natural	<ul style="list-style-type: none"> – Dissecação do relevo – Classes de declividade – Solos – Cobertura vegetal e uso do terreno – Pluviometria
		Vulnerabilidade à Erosão	<ul style="list-style-type: none"> – Litologia – Solos – Geomorfologia – Cobertura vegetal
Tamanini (2008)	Fragilidade potencial e emergente no baixo curso da bacia do rio Passaúna	Fragilidade Potencial	<ul style="list-style-type: none"> – Declividade – Geologia – Clima – Solos
		Fragilidade Emergente	<ul style="list-style-type: none"> – Fragilidade Potencial – Uso do solo
Ribeiro e Werlang (2010)	Fragilidade do modelado do relevo do estado do Rio Grande do Sul	Critérios Físicos	<ul style="list-style-type: none"> – Declividade – Solo
Da Silva (2008)	Fragilidade ambiental para orientação (planejamento e gestão) da expansão dos empreendimentos florestais	Físicos	<ul style="list-style-type: none"> – Geomorfologia – Clima – Solos – Rede Hídrica
		Biológico	<ul style="list-style-type: none"> – Vegetação – Áreas Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade

Autor	Objetivo	Fatores	Variáveis
UFSM/ UNIPAMPA (2011)	Fragilidade ambiental para implantação de empreendimentos hidrelétricos	Bloco Antrópico	<ul style="list-style-type: none"> – População Rural Deslocada – Influência Sobre Povos Indígenas e Quilombolas – Influência Sobre Populações de Pescadores Profissionais-Artesanais – Patrimônio Cultural – Áreas Urbanas ou Urbanizadas – Infraestrutura e Ordenamento Espacial
		Bloco Biótico	<ul style="list-style-type: none"> – Fauna e Flora Terrestres – Áreas Prioritárias para Conservação e de Proteção Ambiental – Meio Biótico Aquático – Unidades de Conservação de Proteção Integral / Zona Núcleo da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica
		Bloco Físico	<ul style="list-style-type: none"> – Geologia e Geomorfologia – Estabilidade de Encostas – Fragilidade à Erosão – Áreas de Mineração – Contaminação das Águas

Apesar de existirem várias definições na literatura para o conceito de fragilidade (quadro IV), no âmbito deste artigo, consideramos que este se refere ao quanto (em uma escala a ser determinada) um determinado sistema é suscetível a impactos (positivos ou negativos) na sua estrutura original perante uma determinada atividade antrópica.

Para o caso específico da fragilidade ambiental, esta definição aplica-se naturalmente a um sistema ambiental e conseqüentemente aos respectivos impactos ambientais. Uma alteração que desde já propomos em relação ao modelo vigente de ZAS é que a fragilidade a ser avaliada não se restrinja à ambiental e seja estendida aos restantes pilares da sustentabilidade, ou seja, abrangendo ecossistemas socio-ecológicos e impactos econômicos, sociais e ambientais. Estamos, portanto, mais próximo do que seria a definição de um Zoneamento Ecológico-Econômico. Outra alteração em relação ao que é normalmente considerado na literatura refere-se à possibilidade de considerar na avaliação da fragilidade de um sistema não apenas os impactos negativos (perdas/danos) mas também os impactos positivos (benéficos).

Resulta claramente da análise à literatura (quadro IV) que o conceito de fragilidade tem uma natureza multidimensional, pelo que qualquer tomada de decisão sobre a maior ou menor fragilidade de um determinado ecossistema, face a alternativas distintas de atividades humanas, terá necessariamente de integrar a estruturação dos vários impactos gerados pela sua implementação e a sua posterior avaliação de uma forma agregada, nomeadamente através da aplicação de uma metodologia de avaliação multicritério.

IV. METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO MULTICRITÉRIO DA FRAGILIDADE DE UM SISTEMA

Os métodos multicritério de apoio à decisão têm sido aplicados em vários problemas de natureza ambiental (Failing & Gregory, 2003; Gregory, Failing, Ohlson, & Mcdaniels, 2006; Velázquez & Celemín, 2011; Gregory *et al.*, 2012). Essa extensa aplicação deve-se às vantagens proporcionadas por este tipo de métodos, que são particularmente adequados para a estruturação de problemas envolvendo vários *stakeholders*, com preferências distintas e múltiplos critérios de avaliação, com vista à construção e avaliação de diversas alternativas de decisão que se caracterizam num contexto espacial e temporal específico (Malczewski, 2006).

O desenvolvimento de qualquer modelo multicritério de apoio à decisão segue tipicamente um conjunto de passos metodológicos, que aplicados à avaliação da fragilidade de um sistema se podem resumir da seguinte forma:

- Identificação dos atores no processo de decisão
- Construção do modelo de avaliação da fragilidade
 - Estruturação dos critérios de avaliação
 - Definição dos descritores (indicadores) de impactos
 - Construção de funções de valor
 - Determinação dos pesos
- Avaliação *ex-ante* da fragilidade do sistema
 - Medição da fragilidade do sistema segundo cada descritor (indicador)
 - Avaliação parcial da fragilidade do sistema segundo cada critério
 - Avaliação global da fragilidade do sistema
- Avaliação *ex-post* da fragilidade do sistema após a realização de uma determinada actividade.

De entre os diversos tipos de métodos multicritério existentes, aquele que defendemos baseia-se na teoria do valor (utilidade) multiatributo. Esta corrente tem as suas origens no conceito de valor (utilidade) de Bentham (1907) e nos axiomas de racionalidade de von Neumann e Morgenstern (1953) que defendem que qualquer decisão racional pode ser modelada através de uma função de valor (utilidade) e que um decisor deve maximizar o seu valor (utilidade) esperado(a). A utilidade corresponde ao valor ajustado pela aversão ao risco do decisor. Keeney e Raiffa (1976) desenvolveram mais tarde esta teoria de decisão para as situações multicritério, ou seja, problemas de decisão envolvendo múltiplos critérios (atributos) de avaliação. As vantagens inerentes à utilização da teoria de valor (Kirkwood, 1997; Bana e Costa *et al.*, 2012) são precisamente a sua sólida base teórica que resulta de um conjunto de axiomas simples (ex: atratividade relativa das consequências, transitividade das preferências, agregação compensatória, valor esperado,

etc.) (Keeney, 1982; Pratt, Raiffa, & Schlaifer, 1964) que garantem a racionalidade das decisões, nomeadamente em problemas complexos que envolvam a sua estruturação num conjunto de alternativas e de múltiplos critérios e em que a melhor decisão depende de uma modelação explícita dos valores e preferências (através de funções de valor e coeficientes de ponderação dos critérios) de cada decisor.

1. Área de Estudo

Com o objetivo de ilustrar a aplicação da metodologia proposta, seleccionou-se a bacia hidrográfica do Rio Ijuí, que abrange uma área de cerca de 10 751 km² localizada na região noroeste do Rio Grande do Sul (fig. 3). A área de estudo em questão é constituída por 38 municípios, que correspondem às unidades espaciais de planeamento consideradas para análise.

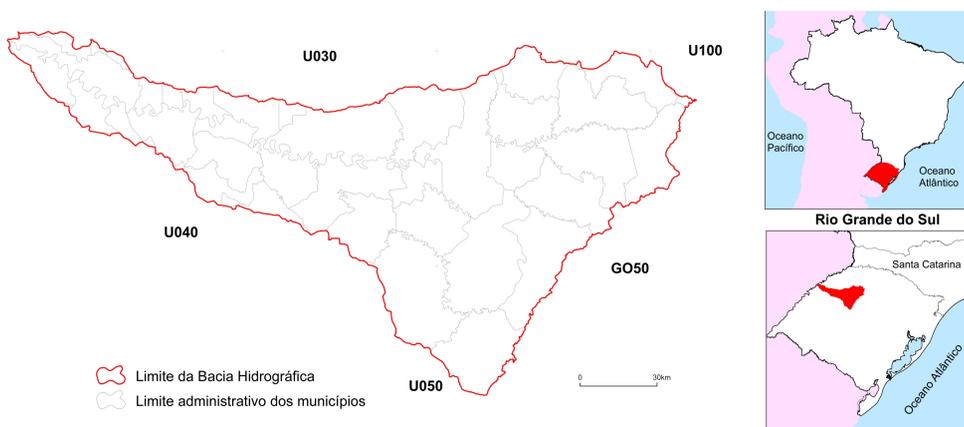


Fig. 3 – Localização da área de estudo. Figura a cores disponível online.

Fig. 3 – Location of the study area. Colour figure available online.

2. Identificação dos atores

O problema em análise envolve diversos *stakeholders* (fig. 4), incluindo atores que podem influenciar a decisão (decisores) e atores que podem ser influenciados pela decisão (os agidos). Os agidos são dois: por um lado, as organizações privadas do setor florestal que visam expandir as suas atividades sobre os terrenos que terão maior aptidão florestal para os seus objetivos legítimos, que consistem essencialmente na maximização dos lucros dos seus acionistas; por outro lado, as organizações pró-ambientalistas, ONGs de cariz social e as comunidades locais que vêem com alguma preocupação os efeitos que o crescimento da atividade florestal pode implicar sobre os ecossistemas naturais e as condições de vida dessas populações. É este grupo que se preocupa com a fragilidade dos sistemas que permeiam o seu território.

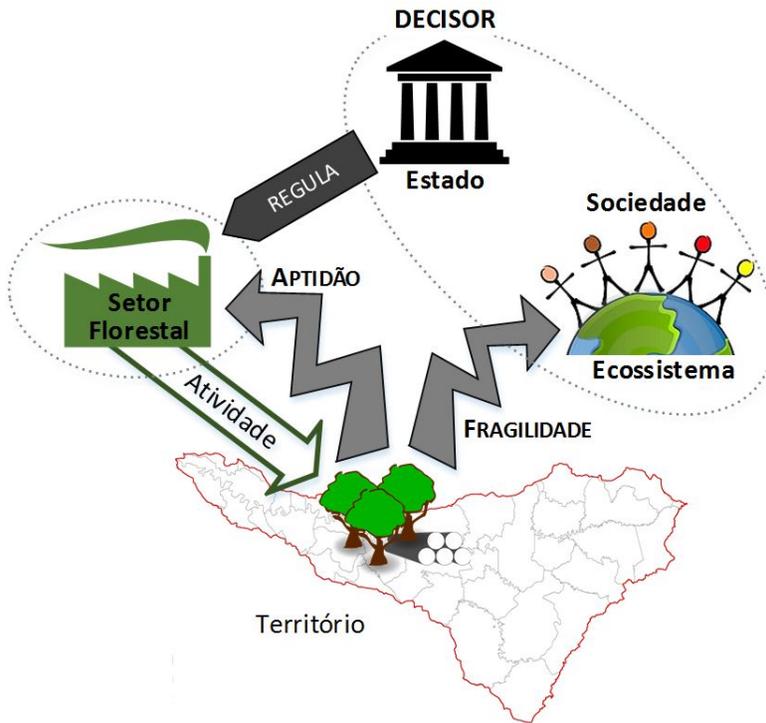


Fig. 4 – Representação conceitual do problema (stakeholders, ações e impactos).
Figura a cores disponível online.

Fig. 4 – Conceptual representation of the problem (stakeholders, actions, and impacts).
Colour figure available online.

O ator Estado é o decisor deste conflito, fazendo escolhas em nome da sociedade tendo por princípio de decisão a seleção das ações que maximizem a utilidade para o maior número possível de indivíduos. Adotando esta perspectiva de avaliação utilitarista, o Estado deve autorizar apenas as ações possíveis de se realizarem sobre o seu território que contribuam para uma melhoria da situação atual. Para o efeito, a decisão de regular a atividade florestal sobre um determinado território deve considerar os prós e contras de cada ação florestal específica, considerando os objetivos (critérios) que o Estado pretende maximizar para esse território, ou seja, considerando os seus habitantes e ecossistemas naturais.

Identificamos assim duas unidades de política (na aceção de Bana e Costa & Beinat, 2005): o decisor Estado enquanto representante da sociedade em geral *versus* as organizações do setor florestal. O conflito emerge porque cada uma destas unidades possui uma perspectiva de avaliação única e partilhada entre os seus membros, que se reflete em objetivos e preferências distintas relativamente às melhores ações a aplicar sobre um mesmo território.

A metodologia de apoio à decisão proposta neste artigo tem assim como único decisor o Estado, enquanto representante legítimo do sistema de valores dos habitantes e dos ecossistemas naturais que existem sobre o seu território. O objeto de decisão consiste em regular, essencialmente através da imposição de restrições, a quantidade e natureza das atividades de silvicultura que as organizações florestais poderão realizar ao nível de cada município. O critério de decisão proposto baseia-se na avaliação global, numa perspectiva de sustentabilidade fraca (Beinat & Nijkamp, 1998; Ayres, Van den Bergh, & Gowdy, 2001), do saldo agregado dos impactos (externalidades) que as intervenções florestais propostas irão provocar sobre o território: apenas serão autorizadas as intervenções que não contribuam para a deterioração da fragilidade dos respetivos ecossistemas naturais e antrópicos e naturais ou contribuam para a melhoria do bem-estar e sustentabilidade dos agentes que interagem sobre esse território.

V. ESTRUTURAÇÃO DOS CRITÉRIOS DE AVALIAÇÃO DA FRAGILIDADE

A agregação de vários critérios de avaliação, segundo a teoria de valor multicritério, baseia-se tipicamente na formulação do modelo aditivo simples, tal como se apresenta de seguida:

$$V(s) = \sum_{c=1}^n k_c \times v_c(i_c(s)) \text{ , com } \sum_{c=1}^n k_c = 1 \text{ e } 0 < k_c < 1$$

em que:

- $V(s)$ corresponde à pontuação global do sistema (território) s em avaliação, ou seja, a fragilidade global do sistema (território) s antes ou após a execução de uma determinada atividade florestal sobre ele;
- c corresponde a cada um dos n critérios de avaliação fundamentais em que se decompõe a fragilidade do sistema (território);
- $i_c(s)$ corresponde à performance do sistema (território) s segundo o descritor (indicador) de impactos $i_c(.)$ que operacionaliza o critério c ;
- $v_c(i_c(s))$ corresponde à pontuação parcial do sistema (território) s , segundo o critério c , ou seja, a fragilidade do sistema (território) s segundo o critério c antes ou após a execução de uma determinada atividade florestal sobre ele;
- k_c corresponde ao peso do critério c .

Note-se que, segundo este modelo, é o sistema (território) que é avaliado quanto à sua fragilidade. A realização de uma determinada atividade sobre ele faz com que esse sistema sofra perdas ou gere ganhos, i.e., modifica a sua fragilidade global. São necessárias assim duas avaliações, uma *ex-ante* da realização da atividade que se propõe realizar sobre esse sistema (o *status quo*) e outra *ex-post*.

Mas para que se possam somar pontuações parciais segundo cada um dos critérios fundamentais de avaliação da fragilidade é necessário que algumas propriedades sejam respeitadas relativas à definição desses critérios (Keeney, 2007; Dogson, Spackman, Pearman, & Phillips, 2009).

Uma propriedade essencial é a da independência preferencial (Kirkwood, 1997), ou seja, a avaliação das preferências segundo um determinado critério de avaliação deve ser independente das preferências que se tem sobre os outros critérios. Não é legítimo, portanto, somar diretamente todas as variáveis que compõem a fragilidade de um sistema, sob pena de se estar a violar essa propriedade e/ou introduzir redundâncias na avaliação que vão provocar a sobrevalorização de alguns impactos que apenas deveriam ser avaliados uma única vez. É o que acontece, por exemplo, com os subcritérios “espécies ameaçadas” e “espécies exclusivas” dos critérios “fauna” e “flora” apresentados no quadro II. Por essa razão, é usual construir-se mapas cognitivos sobre o problema de decisão que permitem separar objetivos-fins de objetivos-meios. Os primeiros correspondem aos objetivos fundamentais, ou seja, os aspetos realmente importantes/relevantes para a avaliação da fragilidade, enquanto os objetivos-meios correspondem, como o próprio nome indica, a aspetos (objetivos intermédios ou meios) que permitem alcançar os objetivos fundamentais.

O diagrama da figura 5 ilustra a construção de um mapa cognitivo desse tipo (Keeney, 1992). Na parte superior do diagrama os critérios de avaliação são estruturados de uma forma hierárquica, em que os subcritérios de nível inferior especificam sucessivamente de uma forma mais detalhada o significado do critério representado imediatamente acima (por exemplo, o significado do critério “fragilidade económica” é especificado pelos subcritérios “desenvolvimento económico local” e “perdas económicas”). Será ao nível de cada um destes critérios fundamentais (assinalados a negrito) que a fragilidade de um determinado sistema (território) será avaliada. Logo abaixo desses critérios fundamentais, na metade inferior deste mapa cognitivo, outros aspetos considerados relevantes para a avaliação da fragilidade (quadro IV) encontram-se estruturados através de uma rede de objetivos-meios interligados entre si por meios de setas. A relação entre estes aspetos é construída progressivamente perguntando para cada um deles por que é que o aspeto é considerado importante para a avaliação da fragilidade de um sistema. A resposta é indicada pelo sentido da seta. Assim, por exemplo, questionando por que é que o potencial erosivo é importante em termos da fragilidade do sistema resulta na identificação de três outros aspetos, sendo um deles, devido ao seu efeito sobre a estabilidade das encostas. Colocando novamente a pergunta em relação à importância da estabilidade das encostas em termos de fragilidade, resulta na identificação de três outros aspetos que são as potenciais perdas económicas daí resultantes, os riscos sobre a saúde (e vidas) e segurança das habitações das populações locais. Estes três últimos aspetos foram considerados fundamentais, ou seja, correspondem a objetivos-fim que são a razão por que em última análise a avaliação da fragilidade de um sistema é importante neste contexto de decisão.

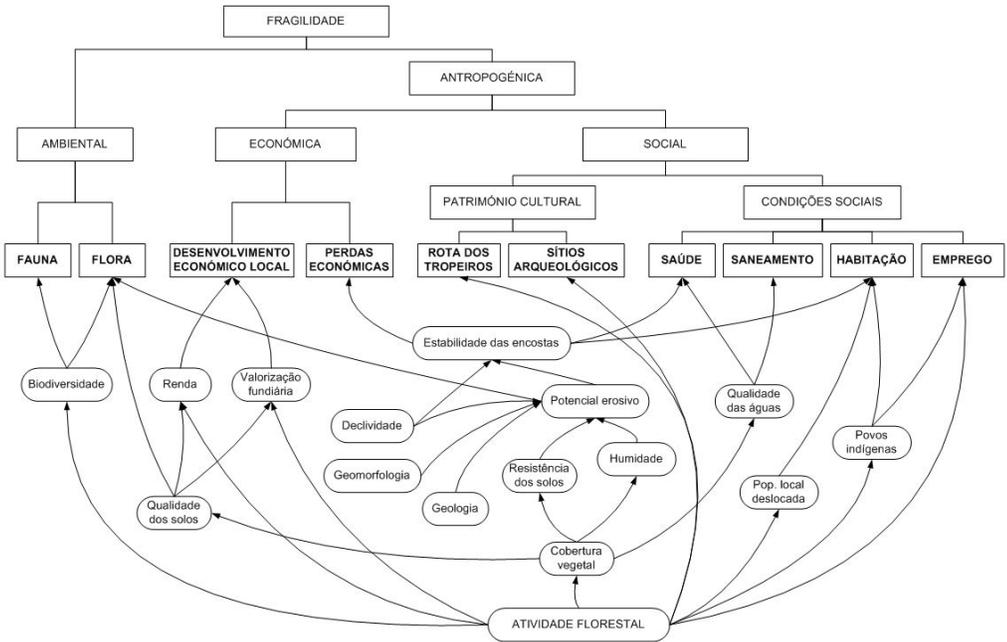


Fig. 5 – Estrutura hierárquica de critérios de avaliação e relação entre objetivos-meios e objetivos-fins (critérios de avaliação fundamentais).

Fig. 5 – Hierarchical structure of evaluation criteria and network among mean-objectives and end-objectives (fundamental evaluation criteria).

Note-se também que, a partir da rede de objetivos meios-fim, é possível perceber claramente de que forma a atividade florestal vai influenciar a fragilidade do sistema em avaliação.

VI. DEFINIÇÃO DOS DESCRITORES (INDICADORES) DE IMPACTOS

De forma a medir a performance do sistema segundo cada critério de avaliação fundamental é necessário definir, para cada um deles, um descritor (indicador) de impactos (Bana e Costa, 1992). Cada descritor serve também para descrever de uma forma mais objetiva e inteligível o significado do respetivo critério (Clemen & Reilly, 2001).

Um dos descritores utilizado na versão final do ZAS (CONSEMA, 2009) para avaliar o grau de desenvolvimento socioeconómico dos municípios do estado do Rio Grande do Sul é o Índice de Desenvolvimento Socioeconómico (IDESE), publicado anualmente desde o ano 2000 pela Fundação de Economia e Estatística do Brasil. O IDESE é um indicador sintético calculado com base na média aritmética ponderada dos índices de 12 indicadores distintos, tal como apresentado no quadro V (Oliveira & Lopes, 2013).

Quadro V – Modelo de avaliação do Índice de Desenvolvimento Socioeconómico (IDESE).

Table V – Evaluation model of Socioeconomic Development Index (IDESE).

Blocos	Indicador	Peso (%)	L.I.*	L.S.**
Educação	Taxa de abandono no ensino fundamental	6,25	100%	0%
	Taxa de reprovação no ensino fundamental	5	100%	0%
	Taxa de atendimento no ensino médio	5	0%	100%
	Taxa de analfabetismo de pessoas ≥ 15 anos	8,75	100%	0%
Renda	Geração de renda – PIB <i>per capita</i>	12,5	100 R\$ _{ppc}	40 000 R\$ _{ppc}
	Apropriação de renda – VAB <i>per capita</i> do comércio, alojamento e alimentação	12,5	11,22 R\$ _{ppc}	4 486,64 R\$ _{ppc}
Condições de Saneamento e Habitação	% de domicílios abastecidos com água	12,5	0%	100%
	% de domicílios atendidos com esgoto	10	0%	100%
	Média de moradores por domicílio	2,5	6	1
Saúde	% de crianças com baixo peso ao nascer	8,33	30%	4%
	Taxa de mortalidade de crianças <5 anos	8,33	316‰	4‰
	Esperança de vida ao nascer	8,33	25 anos	85 anos

Fonte: Oliveira e Lopes (2013)

* Limite inferior do indicador x ** Limite superior do indicador x

Este descritor é paradigmático de alguns abusos que é frequente verificar na construção de alguns modelos multicritérios, pelo que será analisado ao longo deste artigo em pormenor. A agregação ponderada de vários indicadores, tal como estabelecido para o IDESE, corresponde, na prática, à definição de subcritérios e a sua posterior agregação. Todavia, para o efeito e como vimos anteriormente, é necessário que esses subcritérios verifiquem a propriedade fundamental da independência preferencial, o que não se verifica, por exemplo, entre os três indicadores que compõem o bloco de “subcritérios” relativo às condições de saneamento e habitação. Uma forma de tornar verificável essa propriedade seria através da substituição desses três indicadores por dois outros que medissem, não a “% de domicílios”, mas a “% de moradores”. Outras propriedades desejáveis como a transparência e a inteligibilidade do critério são também prejudicadas pela utilização de um índice sintético como o IDESE.

A opção de utilizar o IDESE para medir o desempenho de um sistema (como, por exemplo, a sua fragilidade) é usual porque se trata de um indicador que está disponível. Ora isso é também um erro comum na literatura, o de selecionar um determinado indicador apenas porque é possível determinar facilmente os impactos segundo um critério através desse indicador. Outra propriedade fundamental de cada critério é que o mesmo seja essencial, ou seja, que sirva para medir algo que tenha sido considerado ajustado (Phillips, 1984) para o problema de avaliação em questão. Isso não se verifica para a maioria dos indicadores que constituem o IDESE. Por exemplo, a saúde foi identificada como um subcritério fundamental para a avaliação da fragilidade de um sistema. Porém, nenhum dos três indicadores do IDESE relativos à saúde se mostram ajustados para a avaliação da fragilidade neste contexto de decisão. Isto porque se pretende avaliar os efeitos (na fragilidade de um sistema) da realização de atividades florestais e nenhum desses indicadores é suscetível de ser alterado em função do maior ou menor volume de ações

florestais. Um indicador ajustado para avaliar os feitos na saúde seria, por exemplo, o indicador *Quality-Adjusted Life-Year* (QALY), que permite medir tanto o efeito da quantidade (anos) como da qualidade de vida em cada indivíduo (uma unidade de QALY corresponde a um ano de vida de um indivíduo com saúde) (Noronha e Ferreira, 2002). Este indicador permite quantificar os efeitos que a realização de uma determinada intervenção florestal gera indiretamente (ex: poluição atmosférica, ruído, alívio do stress, qualidade das águas, deslizamentos das encostas, etc.) sobre a saúde da população afetada (Mourato *et al.*, 2010; Tsao *et al.*, 2014; Wolf & Robbins, 2015; Willis, Crabtree, Osman, & Cathrine, 2015).

Em alguns casos, como por exemplo para os critérios fundamentais “rota dos Tropeiros” ou “sítios arqueológicos”, não é possível utilizar um indicador que meça diretamente os impactos que se querem salvaguardar, o que para estes critérios seriam as ocorrências específicas de sítios históricos ou arqueológicos. Nessas situações, é usual optar-se, em substituição, por um indicador indireto (Keeney & Gregory, 2005), que no caso presente consistiu na definição de um indicador que associasse a probabilidade de existência de sítios com património cultural relevante em função de variáveis espaciais existentes no terreno. Por exemplo, o indicador relativo à rota dos Tropeiros foi calculado considerando que a probabilidade de se encontrar sítios históricos, ao redor dessa rota, seria tanto maior quanto mais próximo se estivesse do eixo da mesma. Através dos relatos e registos históricos, sabe-se que o processo de colonização ao longo da rota era efetuado com base em concessões de largura igual a uma légua de sesmaria (6 600 metros). Por conseguinte, o ideal seria que este indicador fosse definido através de uma função linear descendente que variasse entre uma probabilidade de 100% junto ao eixo da rota e uma probabilidade de 0% a partir de uma distância superior a 6 600 metros desse eixo. Na prática, porém, opta-se muitas vezes por dividir esse intervalo em classes distintas a cada uma das quais se atribui depois uma probabilidade média (UFSM/UNIPAMPA, 2011).

Em suma, os descritores (indicadores) sugeridos para cada um dos critérios de avaliação fundamentais são apresentados no quadro VI.

Quadro VI – Critérios de avaliação fundamentais e respetivos descritores de impactos.

Table VI – Fundamental evaluation criteria and respective impact descriptors.

Critérios fundamentais	Descritor de impactos
Fauna	Espécies endémicas ameaçadas de extinção (Nº)
Flora	Espécies endémicas ameaçadas de extinção (Nº)
Desenvolvimento económico local	Geração de renda (PIB <i>per capita</i> – R\$)
Perdas económicas	Perdas (R\$)
Rota dos Tropeiros	Probabilidade de existência de sítios históricos
Sítios arqueológicos	Probabilidade de existência de sítios arqueológicos
Saúde	<i>Quality-Adjusted Life Year</i>
Saneamento	Moradores abastecidos com água de qualidade (%)
Habitação	Pessoas com habitação de qualidade (Nº)
Emprego	População desempregada (Nº)

Ao nível de cada descritor, o decisor (Estado) poderá impor níveis mínimos de aceitação para que a realização de uma determinada atividade florestal possa ser realizada sobre o sistema (território) em consideração. Por outras palavras, isto implica que os operadores florestais não poderão compensar a deterioração da fragilidade desse sistema num determinado critério pela melhoria dessa fragilidade noutra critério, caso essa deterioração atinja níveis de impacto no respetivo indicador abaixo do nível mínimo de aceitação pré-estabelecido.

VII. FUNÇÕES DE VALOR

Os descritores definidos para medir a fragilidade de um sistema, segundo cada critério fundamental, não são todos comensuráveis, ou seja, medem a fragilidade segundo unidades distintas, pelo que não podem ser diretamente agregados. Para o efeito, é comum, na literatura (Velázquez & Celemín, 2011; Stolle, Lingnau, Arce, & Bognola, 2012; Santos & De Oliveira, 2013), agrupar e classificar as unidades dos impactos de cada um dos indicadores num conjunto discreto de classes ordenadas da menor para a maior fragilidade (e.g. fraca/baixa, média/intermediária, forte/alta), ou seja, em variáveis de escala ordinal (ver também quadro III). Este procedimento não é contudo tecnicamente correto, uma vez que não podem ser efetuadas operações aritméticas usando designações de classes que caracterizam apenas a ordem entre elas e uma ideia vaga sobre a respetiva quantidade. O procedimento tecnicamente correto, à luz da teoria do valor (utilidade) multicritério, consiste em transformar através de uma função (contínua ou discreta) as unidades de impacto de cada um dos indicadores numa pontuação que represente o “valor” (preferência) do decisor em relação a cada um desses impactos. Para o efeito, o decisor deve primeiro atribuir duas pontuações quaisquer (por exemplo, 0 e 100 ou 1 e 5) a dois níveis de impacto distintos desse indicador (tipicamente, o melhor e o pior; ou um nível considerado bom e o outro neutro – Bana e Costa, Vansnick, & De Corte, 2011), tal que à maior dessas duas pontuações deve corresponder o nível de impacto preferido pelo decisor e à menor dessas duas pontuações o outro nível de impacto. Por exemplo, o *status quo* poderia corresponder ao nível neutro em cada critério, ao qual seria atribuído uma pontuação nula (0). Uma escala de pontuação assim definida permite estabelecer uma unidade de medida constante e corresponde a uma escala de intervalos (Stevens, 1946), que já permite realizar as operações aritméticas desejadas.

A fórmula de transformação de cada um dos indicadores do IDESE (quadro V) é matematicamente uma função do seguinte tipo:

$$I_{x,j,t} = \frac{i_{x,j,t} - LI_x}{LS_x - LI_x}$$

Em que:

- $I_{x,j,t}$ corresponde à pontuação do indicador x na unidade geográfica j no tempo t ;
- $i_{x,j,t}$ corresponde ao valor do indicador x na unidade geográfica j no tempo t ;
- LI_x e LS_x correspondem, respetivamente, aos limites inferior e superior do indicador x (ver duas últimas colunas do quadro V).

Esta função é do tipo linear porque as unidades do indicador e as pontuações que expressam o seu valor (utilidade) são proporcionais. Isto significa que, por exemplo, para o indicador “% de moradores abastecidos com água de qualidade”, o decisor é indiferente entre um aumento de 0% para 50% *versus* um aumento de 50% para 100%.

Existem várias técnicas, no âmbito da teoria de valor multicritério, que permitem definir funções de valor (lineares, exponenciais, discretas, etc.) de uma forma tecnicamente correta, de entre as quais destacamos os métodos da bissecção (Goodwin & Wright, 1997), da pontuação direta (von Winterfeldt & Edwards, 1986) ou MACBETH (Bana e Costa *et al.*, 2005).

Note-se que não é possível determinar de uma forma totalmente objetiva e universal o tipo e forma de função mais adequada para cada indicador, isto porque a função depende das preferências de cada decisor em relação à situação que se pretende avaliar. Isto implica, nomeadamente, que não é adequado usar de uma forma cega os parâmetros (LI_x , LS_x e forma da função) estabelecidos para cada um dos indicadores que compõem o IDESE. Retomando o exemplo relativo ao indicador “% de moradores abastecidos com água de qualidade”, é legítimo esperar que o Estado aquando da avaliação dos efeitos de diversas propostas de atividades florestais prefira aquelas que permitam melhorar, por exemplo, de 10% para 20% de moradores abastecidos com água de qualidade do que de 70% para 80%, ou seja, as suas preferências seriam melhor representadas através de uma função de valor não linear decrescente.

VIII. PESOS DOS CRITÉRIOS DE AVALIAÇÃO FUNDAMENTAIS

As pontuações parciais, segundo os diversos critérios, não podem ainda ser somadas diretamente, porque elas representam o valor (utilidade) das diversas alternativas segundo escalas distintas. De forma a transformá-las numa escala de valor comum é necessário multiplicar cada uma dessas pontuações parciais pelo coeficiente de ponderação (“peso”) do respetivo critério, cujos produtos poderão então ser somados de forma a calcular a pontuação global de cada alternativa em avaliação. Essa pontuação global representa então o valor (utilidade) global de cada alternativa, ou seja, a fragilidade de cada uma das alternativas de intervenção florestal e, conseqüentemente, quanto menor a pontuação global de uma alternativa, pior (maior) será a sua fragilidade.

A noção intuitiva de peso é a de que ele representa o grau de importância de um critério. Devido a esta falácia, é comum atribuir diretamente o maior peso aos critérios que consideramos, de uma forma geral, os mais importantes e o menor peso aos restantes, tal como foi realizado para a definição dos pesos apresentados no quadro II (CONSEMA, 2008). Esta prática é, contudo, tecnicamente incorreta e constitui mesmo, segundo Keeney (1992), o erro crítico mais comum na aplicação da teoria de valor multicritério. Isto porque a pontuação global de uma qualquer alternativa, segundo um determinado critério, corresponde ao produto de um peso por uma pontuação parcial que foi determinada através de uma função de valor em relação a um indicador. Ora basta mudar a fórmula desta função para que o peso tenha também de mudar, sob pena

de que a pontuação global se altere. Conclui-se, portanto, que o peso de um critério apenas tem significado conhecendo a fórmula da função de valor desse critério.

Existem várias técnicas na literatura que permitem determinar os pesos dos critérios de uma forma tecnicamente correta, nomeadamente o procedimento de *trade-off* (Keeney & Raiffa, 1976) ou o método MACBETH (Bana e Costa & Vansnick, 1997; 1999). Todas elas baseiam-se na construção de alternativas fictícias plausíveis e na sua modificação, segundo cada critério, à vez, até encontrar pares dessas alternativas que o decisor considera indiferentes em termos de preferências (Mateus, Ferreira, & Carreira, 2010). Este procedimento permite perceber por que razão apenas o decisor (Estado) poderá definir e avaliar se um determinado peso representa de uma forma adequada as suas preferências.

Isto significa que, através de um processo de engenharia inversa, é possível calcular as preferências implícitas nos pesos estabelecidos para os diversos subcritérios do índice IDESE. Assim, por exemplo, como os pesos dos indicadores “geração de renda (PIB *per capita*)” e “% de domicílios abastecidos com água” são iguais (i.e., 12,5%), isso significa que 1 ponto na escala de pontuação do primeiro indicador corresponde exatamente a 1 ponto na escala de pontuação do segundo indicador, ou seja, abastecer com água 1% dos domicílios de uma determinada unidade geográfica é equivalente para o decisor, segundo o IDESE, a uma geração de renda de 499R\$/*capita*, tal como se demonstra seguidamente:

$$\begin{aligned}
 k_{renda} \times I_{renda,j,t} &= k_{domicílios} \times I_{domicílios,j,t} \Leftrightarrow \\
 k_{renda} \times \frac{i_{renda,j,t} - LI_{renda}}{LS_{renda} - LI_{renda}} &= k_{domicílios} \times \frac{i_{domicílios,j,t} - LI_{domicílios}}{LS_{domicílios} - LI_{domicílios}} \Leftrightarrow \\
 12,5\% \times \frac{i_{renda,j,t} - 100R\$}{40000R\$ - 100R\$} &= 12,5\% \times \frac{1\% - 0\%}{100\% - 0\%} \Leftrightarrow \\
 \frac{i_{renda,j,t} - 100R\$}{39900R\$} &= \frac{1\%}{100\%} \Leftrightarrow i_{renda,j,t} = 399R\$ + 100R\$ \Leftrightarrow i_{renda,j,t} = 499R\$
 \end{aligned}$$

A determinação dos pesos de cada um dos critérios fundamentais em que se decompõe a fragilidade de um sistema pode ser realizada por um dos procedimentos de ponderação anteriormente referido, perguntando ao decisor (Estado) quanto é que uma unidade do indicador de cada critério fundamental corresponde, em termos de valor, em unidades dos restantes indicadores.

IX. AVALIAÇÃO (EX-ANTE) DA FRAGILIDADE DO SISTEMA

Os parâmetros (critérios fundamentais, indicadores, funções de valor e pesos) referidos anteriormente constituem o modelo multicritério de avaliação da fragilidade de um sistema (território). A aplicação deste modelo a um sistema (território) permite determinar as áreas de menor e maior fragilidade. As áreas de maior fragilidade poderão ser, desde logo, classificadas como áreas sujeitas a conservação ou outras medidas de prevenção e proteção. As áreas de menor fragilidade poderão ser consideradas para

a implementação de atividades de silvicultura desde que os seus impactos não ultrapassem de uma forma significativa um limite de fragilidade previamente estabelecido.

A título de exemplo, apresenta-se na figura 6 e na figura 7, respectivamente, a distribuição geográfica dos indicadores relativos à “geração de renda (PIB *per capita*)” e à “probabilidade de existência de sítios históricos” segundo as diversas unidades espaciais (38 municípios) em que se dividiu a área de estudo.

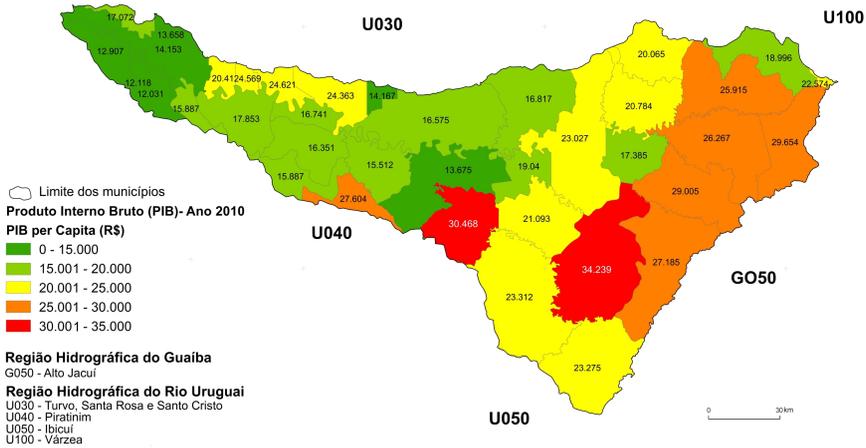


Fig. 6 – Geração de renda: PIB *per capita* (R\$, 2010) por município. Figura a cores disponível online.
 Fig. 6 – Income generation: GDP *per capita* (Brazilian R\$, 2010) by municipality. Colour figure available online.

Fonte: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

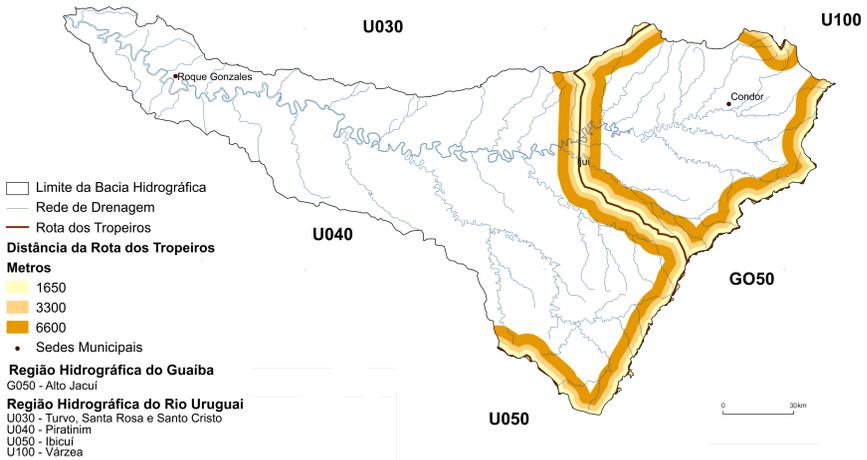


Fig. 7 – Probabilidade de existência de sítios históricos em função da distância à rota dos Tropeiros. Figura a cores disponível online.

Fig. 7 – Probability of existence of historical sites based on the distance to the Drovers. Colour figure available online.

Fonte: UFSM/UNIPAMPA (2011)

X. AVALIAÇÃO (EX-POST) DA FRAGILIDADE DO SISTEMA

A publicitação do modelo supra referido e dos seus parâmetros permitirá ao Estado avaliar, de uma forma totalmente equitativa, transparente e fundamentada, as diversas propostas de realização de atividades florestais e selecionar apenas aquela(s) que do ponto de vista da fragilidade do sistema melhor contribue(m) para a sua sustentabilidade.

XI. CONCLUSÕES

A implementação de qualquer atividade humana em grande escala sobre um determinado território gera normalmente preocupações sobre as externalidades que essa atividade poderá gerar sobre a sustentabilidade dos sistemas sócio-ecológicos vigentes, em especial ao nível da capacidade do respetivo ecossistema em suportar as alterações que sobre ele se projetam, mas também ao nível das potencialidades sócio-económicas que a atividade poderá gerar.

Do ponto de vista dos potenciais interessados em investir num determinado território, interessa sobretudo avaliar a aptidão florestal das respetivas unidades espaciais para a realização de atividades de silvicultura que lhes possa potenciar a geração do maior benefício económico-financeiro,

Do ponto de vista do Estado (como legítimo representante do território que administra e dos habitantes que o ocupam), a realização dessas atividades apenas é desejável se, de uma forma agregada, os benefícios forem superiores aos custos e se a resiliência (*tipping points*) do respetivo ecossistema não for ultrapassada (Fischer *et al.*, 2007). Para o efeito, é essencial conhecer melhor os agentes e as dinâmicas ecológicas e socioeconómicas que operam sobre o respetivo território, nomeadamente através da realização de rigorosos estudos técnico-científicos que permitam aos responsáveis públicos tomar decisões com base na informação mais rigorosa e objetiva possível. Todavia, os desafios que se colocam aos responsáveis públicos pelo planeamento territorial não poderão ser todos resolvidos através de mais e melhor ciência (Gregory *et al.*, 2006). Os impactos das decisões afetam de forma diferente e de forma múltipla os diversos agentes que interagem num determinado sistema. Cada decisão influencia de forma diferente e múltipla os diversos atores que interagem num determinado sistema. A avaliação desses múltiplos impactos depende da perspectiva e da estratégia de desenvolvimento que o Estado assume defender para um determinado território. O resultado dessa avaliação depende do ideal de futuro que o Estado pretende para o território. Não há uma metodologia científica que garanta o ótimo dessa decisão, porque ela depende do que se pretende.

Todavia, é certamente possível melhorar os processos de tomada de decisão pública de forma a garantir que, em média, os resultados sejam consistentemente

melhores. Em avaliações que envolvam múltiplos critérios, o presente artigo pretende demonstrar os erros metodológicos que em geral é frequente ocorrerem na literatura e em particular no modelo de avaliação da fragilidade ambiental que serviu de base ao desenvolvimento do ZAS do estado do Rio Grande do Sul. Em paralelo, é proposta uma metodologia para o desenvolvimento de um modelo de avaliação da fragilidade de um território em relação à atividade florestal, que auxilia a resolução dos conflitos inerentes à ocupação e uso dos recursos escassos existentes num mesmo território por atores que competem com objetivos antagônicos pela sua utilização.

A aplicação da análise multicritério continua a ser um parente pobre de muitos instrumentos de política ambiental, nomeadamente Estudos de Impactos Ambiental, Avaliação Ambiental Estratégica e outras avaliações que envolvam indicadores sintéticos (ex: qualidade do ar, sustentabilidade ambiental, etc.). Neste contexto, o presente artigo é uma contribuição para melhorar a sua aplicação.

A metodologia proposta permite separar factos (ações e impactos) de valores (critérios e preferências) de uma forma lógica e sistemática com vista a uma tomada de decisão consistente, fundamentada, transparente e participada. Os critérios de avaliação e respetivos pesos e funções de valores devem ser determinados de uma forma participada, nomeadamente através de conferências de decisão (Phillips, 2007; Phillips & Bana e Costa, 2007). A publicitação do modelo de avaliação da fragilidade permite aos operadores económicos avaliar, de uma forma objetiva e transparente, as externalidades que a realização de diversas atividades florestais vai originar no sistema e assim propor medidas preventivas e mitigadoras, que eliminem e minimizem o efeito de alguns desses impactos, e/ou medidas compensatórias, que melhorem os impactos no sistema segundo outros critérios fundamentais de avaliação da fragilidade. Qualquer que seja o caso, é expectável que a sua implementação dessas medidas acarrete custos adicionais para a empresa florestal, pelo que esta tenderá a seleccionar as atividades e unidades espaciais que menor pressão exerçam sobre a fragilidade do sistema, o que vai ao encontro dos comportamentos desejados pelo Estado. Em suma, a metodologia proposta permite orientar os agentes florestais a tomar melhores decisões.

AGRADECIMENTOS

A redação final deste artigo beneficiou significativamente da análise e comentários elaborados por três revisores anónimos, aos quais deixamos o nosso agradecimento. Adicionalmente, os autores gostariam de expressar publicamente o seu agradecimento ao Professor Paulo Morgado Sousa do IGOT, Universidade de Lisboa, pela identificação das sinergias que potenciaram a elaboração deste trabalho. O primeiro autor é beneficiário de uma bolsa de doutoramento da Fundação para a Ciência e Tecnologia (ref.^a SFRH/BD/77378/2011).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRAF (2013). *Anuário estatístico ABRAF 2013: ano base 2012* [Statistical yearbook, 2013: baseline year 2012]. Brasília: ABRAF. Retrieved from: <http://www.bibliotecaflorestal.ufv.br/handle/123456789/3910>
- Ayres, R., Van den Bergh, J., & Gowdy, J. (2001). Strong versus weak sustainability: economics, natural sciences, and “consilience”. *Environmental Ethics*, 23(2), 155-68. <http://dx.doi.org/10.5840/enviroethics200123225>
- Bana e Costa, C. A. (1992). *Structuration, construction et exploitation d'un modèle multicritère d'aide à la décision*. [Structuring, constructing and operating a multicriteria decision support model]. (PhD dissertation). Lisbon: Technical University of Lisbon.
- Bana e Costa, C. A., & Beinat, E. (2005). *Model-structuring in public decision-aiding. Operational Research working papers, LSEOR 05.79*. London: Operational Research Group, Department of Management, London School of Economics and Political Science. Retrieved from: <http://eprints.lse.ac.uk/22716/>
- Bana e Costa, C. A., De Corte, J. M., & Vansnick, J. C. (2005). On the mathematical foundations of MACBETH. In J. Figueira, S. Greco & M. Ehrgott (Eds.), *Multiple criteria decision analysis: the state of the art surveys*. Springer (pp. 409-442). http://dx.doi.org/10.1007/0-387-23081-5_10
- Bana e Costa, C. A., De Corte, J. M., & Vansnick J C (2011). MACBETH (Measuring Attractiveness by a Categorical-Based Evaluation Technique). In J. J. Cochrane (Ed.), *Wiley Encyclopedia in Operational Research and Management Science* (2945-2950). 4, Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/9780470400531.eorms0970>
- Bana e Costa C. A., De Corte, J. M., & Vansnick, J. C. (2012). MACBETH. *International Journal of Information Technology & Decision Making*, 11(2): 359-387.
- Bana e Costa, C. A., & Vansnick, J. C. (1997). Applications of the MACBETH approach in the framework of an additive aggregation model. *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis*, 6(2), 107-114. [http://dx.doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1360\(199703\)6:2<107::AID-MCDA147>3.0.CO;2-1](http://dx.doi.org/10.1002/(SICI)1099-1360(199703)6:2<107::AID-MCDA147>3.0.CO;2-1)
- Bana e Costa, C. A., & Vansnick, J. C. (1999). The MACBETH approach: basic ideas, software and an application. In M. Meskens & M. Roubens (Eds.), *Advances in Decision Analysis*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (pp. 131-157) http://dx.doi.org/10.1007/978-94-017-0647-6_9
- Baumhardt, E. (2010). *Balanço hídrico de microbacia com eucalipto e pastagem nativa na região da campanha do RS* [Water balance of microbasin with eucalyptus and native pasture in the RS region]. (Master thesis in Civil Engineering), Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Tecnologia, Santa Maria: RS. Retrieved from: <http://www.dominiopublico.gov.br/download/cp120547a.pdf>
- Beinat, E., & Nijkamp, P. (1998). Land-use management and the path towards sustainability. In E. Beinat & P. Nijkamp (Eds.), *Multicriteria Analysis for Land-Use Management. Environment & Management* (pp. 1-13). Netherlands: Springer http://dx.doi.org/10.1007/978-94-015-9058-7_1
- Bentham, J. (1907). *An introduction to the principles of morals and legislation*. Oxford: Clarendon Press. Retrieved from: <http://oll.libertyfund.org/titles/278>
- BRASIL (1998). Lei n.º 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências [Law No. 9.605, February 12, 1998. Provides criminal and administrative sanctions derived from conducts and activities harmful to the environment, and other measures]. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, DF, 13 fev. 1998. Retrieved from: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9605.htm
- BRASIL (2006). Lei n.º 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências [Law No. 11.428, December 22, 2006. About the use and protection of native vegetation of the Atlantic Forest Biome, and other measures]. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, DF, 22 dez. 2006 Retrieved from: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2006/Lei/L11428.htm
- BRASIL (2012). Lei n.º 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis n.ºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis n.ºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14

- de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências [Law no. 12.651, May 25, 2012. Provides measures for the protection of native vegetation; And other measures]. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, DF, 28 maio 2012. Retrieved from: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm
- Briguglio, L., Cordina, G., Farrugia, N., & Vella, S. (2008). *Economic vulnerability and resilience: concepts and measurements*. United Nations University World Institute for Development Economics Research (UNU-WIDER), Research Paper 2008/55. Retrieved from: http://www.wider.unu.edu/publications/working-papers/research-papers/2008/en_GB/rp2008-55/
- Carneiro, M. A., Daniel, O., Vitorino, A. C. T., & Comunello, E. (2006). Aptidão da bacia do rio Dourados para o cultivo de algumas espécies de eucaliptos [Suitability of the Dourados river basin for the cultivation of some species of eucalyptus]. *FLORESTA, Curitiba, PR*, 36(3), 331-342. <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v36i3.7513>
- Clemen, R., & Reilly, T. (2001). *Making hard decisions with decision tools*. Duxbury Thomson learning.
- Dogson, J. S., Spackman, M., Pearman, A., & Phillips, L. D. (2009). *Multi-criteria analysis: a manual*. London: Department for Communities and Local Government. Retrieved from: https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/7612/1132618.pdf
- CONSEMA (2008). Resolução CONSEMA n.º 187/2008, de 9 de abril de 2008: Aprova o Zoneamento Ambiental para a atividade de Silvicultura no Estado do Rio Grande do Sul [CONSEMA Resolution 187/2008, April 9, 2008: Approves the Environmental Zoning for the Forestry activity in the State of Rio Grande do Sul]. Diário Oficial [do] Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS. Retrieved from: <http://www.mprs.mp.br/ambiente/legislacao/id4958.htm>
- CONSEMA (2009). Resolução CONSEMA n.º 227/2009, de 20 de novembro de 2009: Aprova alterações do Zoneamento Ambiental para a Atividade de Silvicultura no Estado do Rio Grande do Sul de que trata a Resolução CONSEMA n.º 187, de 09 de abril de 2008 e dá outras providências [CONSEMA Resolution No. 227/2009, November 20, 2009: Approves amendments to the Environmental Zoning for Forestry Activity in the State of Rio Grande do Sul and other measures]. Diário Oficial [do] Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS. Retrieved from: http://www.fepam.rs.gov.br/biblioteca/zoneam_silvic.asp
- Costa, L. A., Soares, V. P., Ribeiro, C. A. A. S., Silva, E., Antunes, M. A. H., & Hott, M. C. (2003). Determinação da aptidão florestal de uma microbacia por meio de um sistema de informações geográficas [Determination of the forest suitability of a watershed by means of a geographic information system]. *Revista Ceres*, 50(288): 219-239.
- Crepani, E., Medeiros, J. S., Filho, P. H., Florenzano, T. G., Duarte, V., & Barbosa, C. C. F. (2001). Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao zoneamento ecológico-econômico e ao ordenamento territorial [Remote sensing and geoprocessing applied to ecological-economic zoning and land use planning]. Ministério da Ciência e Tecnologia, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, INPE-8454-RPQ/722. Retrieved from: <http://www.dsr.inpe.br/laf/sap/artigos/CrepaneEtAl.pdf>
- Da Silva, M. D. (2008). Análise da fragilidade ambiental da região sul do Rio Grande do Sul: uma ferramenta para o planejamento e gestão de áreas naturais [Analysis of the environmental fragility of the southern region of Rio Grande do Sul: a tool for the planning and management of natural areas]. (PhD dissertation), Universidade Federal de Pelotas, Faculdade de Agronomia. Retrieved from: http://www.ufpel.edu.br/tede/tde_busca/arquivo.php?codArquivo=426
- Da Silva, M. D. (2012). Os cultivos florestais do Pampa, no sul do Rio Grande do Sul: desafios, perdas e perspectivas frente ao avanço de novas fronteiras agrícolas [The forest plantations of the Pampa, in the south of Rio Grande do Sul: challenges, losses and prospects in the face of the advance of new agricultural frontiers]. *FLORESTA, Curitiba, PR*, 42(1), 215-226. <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v42i1.26319>
- Fagundes, M. G., & Filho, A. P. Q. (2014). A variação de escala nas metodologias de fragilidade e vulnerabilidade na bacia hidrográfica do rio Jundiá/SP [The scale variation in fragility and vulnerability methodologies in the Jundiá river basin / SP]. *Boletim Goiano de Geografia*, 34(3), 585-605. Retrieved from: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=337137823011>

- Failing, L., & Gregory, R. (2003). Ten common mistakes in designing biodiversity indicators for forest policy. *Journal of Environmental Management*, 68, 121-132. [http://dx.doi.org/10.1016/S0301-4797\(03\)00014-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0301-4797(03)00014-8)
- FEPAM (2014). Portaria FEPAM n.º 51/2014, de 22 de maio de 2014: Dispõe acerca da definição dos procedimentos para o licenciamento ambiental da atividade de silvicultura, no Estado do Rio Grande do Sul [FEPAM Ordinance No. 51/2014, May 22, 2014: Provides the definition of procedures for the environmental licensing of silviculture activity, in the State of Rio Grande do Sul]. Diário Oficial [do] Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS. Retrieved from: <http://www.fepam.rs.gov.br/legislacao/arq/Portaria086-2014.pdf>
- Fischer, J., Manning, A. D., Steffen, W., Rose, D. B., Daniell, K., Felton, A. ... Wade, A. (2007). Mind the sustainability gap. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(12), 621-624. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2007.08.016>
- Francelino, M. R., Rezende, E. M. C., & Da Silva, L. D. B. (2012). Proposta de metodologia para zoneamento ambiental de plantio de eucalipto [Methodology proposal for environmental zoning of eucalyptus plantation]. *Cerne, Lavras*, 18(2), 275-283. <http://dx.doi.org/10.1590/S0104-77602012000200012>
- Gomide, J. L., Fantuzzi Neto, H., & Regazzi, A. J. (2010). Análise de critérios de qualidade da madeira de eucalipto para produção de celulose kraft [Analysis of quality criteria of eucalyptus wood for the production of kraft pulp]. *Revista Árvore*, 34(2), 339-344. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622010000200017>
- Goodwin, P., & Wright, G. (1997) *Decision analysis for management judgement*. Chichester: John Wiley & Sons.
- Gregory, R., Failing, L., Ohlson, D., & Mcdaniels, T. L. (2006). Some pitfalls of an overemphasis on science in environmental risk management decisions. *Journal of Risk Research*, 9(7), 717-735. <http://dx.doi.org/10.1080/13669870600799895>
- Gregory, R., Failing, L., Harstone, M., Long, G., Mcdaniels, T., & Ohlson, D. (2012). *Structured decision making: a practical guide to environmental management choices*. Wiley-Blackwell.
- Juvenal, T. L., & Mattos, R. L. G. (2002). O setor florestal no Brasil e a importância do reflorestamento. *BNDES Setorial*, 16, 3-30.
- Keeney, R. L. (1982). Decision analysis: an overview. *Operations Research*, 30(5), 803-838. <http://dx.doi.org/10.1287/opre.30.5.803>
- Keeney, R. L. (1992). *Value-focused thinking: a path to creative decision making*. Cambridge: Harvard University Press.
- Keeney, R. L. (2007). Developing objectives and attributes. In Edwards, W., Miles, R. F. Jr., von Winterfeldt, D. (Eds.), *Advances in decision analysis: from foundations to applications* (pp. 104-128). Cambridge: Cambridge University Press.
- Keeney, R. L., & Gregory, R. S. (2005). Selecting attributes to measure the achievement of objectives. *Operations Research*, 53(1): 1-11. <http://dx.doi.org/10.1287/opre.1040.0158>
- Keeney, R. L., & Raiffa, H. (1976). *Decisions with multiple objectives: preferences and value tradeoffs*. New York: John Wiley & Sons.
- Kirkwood, C. W. (1997). *Strategic decision making: multi-objective decision analysis with spreadsheets*. Belmont, CA: Duxbury Press.
- Malczewski, J. (2006). GIS-based multicriteria decision analysis: a survey of the literature. *International Journal of Geographical Information Science*, 20(7), 703-726. <http://dx.doi.org/10.1080/13658810600661508>
- Mateus, R., Ferreira, J. A., & Carreira, J. (2010). Full disclosure of tender evaluation models: background and application in Portuguese public procurement. *Journal of Purchasing and Supply Management*, 16(3), 206-215. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pursup.2010.04.001>
- Montaño, M., De Oliveira, I. S. D., Ranieri, V. E. L., & Fontes, A. T. (2007). O zoneamento ambiental e a sua importância para a localização de atividades [Environmental zoning and its importance for locating activities]. *Pesquisa e Desenvolvimento Engenharia de Produção*, (6) 49-64.
- Mourato, S., Atkinson, G., Collins, M., Gibbons, S., MacKerron, G., & Resende, G. (2010). *Economic analysis of cultural services*. Cambridge: UK National Economic Analysis Report, UK National Ecosystem Assessment, UNEP-WCMC. Retrieved from: <http://uknea.unep-wcmc.org/Resources/tabid/82/Default.aspx>
- Noronha e Ferreira, L. (2002). *Utilidades, QALYS e medição da qualidade de vida* [Utilities, QALYS and quality of life measurement] Documento de Trabalho n.º 1/2002, Associação Portuguesa de Economia da Saúde.

- Oliveira, L. L. S., & Lopes, G. A. M. (2013). *Idese: uma análise sobre o índice de desenvolvimento socioeconômico do Rio Grande Do Sul* [Idese: an analysis of the index of socioeconomic development of Rio Grande do Sul]. <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.2360247>
- Phillips, L. D. (1984). A theory of requisite decision models. *Acta Psychologica*, 56(1-3), 29-48. [http://dx.doi.org/10.1016/0001-6918\(84\)90005-2](http://dx.doi.org/10.1016/0001-6918(84)90005-2)
- Phillips, L. D. (2007). Decision conferencing. In W. Edwards, R. F. Miles, & D. von Winterfeldt (Eds.), *Advances in decision analysis: from foundations to applications* (pp. 375-399). Cambridge: Cambridge University Press.
- Phillips, L. D., & Bana e Costa, C. A. (2007). Transparent prioritization, budgeting and resource allocation with multi-criteria decision analysis and decision conferencing. *Annals of Operations Research*, 154(1), 51-68. <http://dx.doi.org/10.1007/s10479-007-0183-3>
- Pratt, C. R., Kaly, U. L., & Mitchell, J. (2004). *Manual: how to use the Environmental Vulnerability Index (EVI)*. United Nations Environment Programme (UNEP), South Pacific Applied Geoscience Commission (SOPAC), Technical Report 383. Retrieved from: <http://islands.unep.ch/EVI%20Manual.pdf>
- Pratt, J. W., Raiffa, H., & Schlaifer, R. O. (1964). The foundations of decision under uncertainty: an elementary exposition. *Journal of the American Statistical Association*, 59(306), 353-375. <http://dx.doi.org/10.1080/01621459.1964.10482164>
- Rambo, B. (2006). O Pioneirismo de Navarro [The pioneering spirit of Navarro]. In G. Hasse (Ed.), *Eucalipto: histórias de um imigrante vegetal* [Eucalyptus: stories of a vegetal immigrant] (pp. 21-32). Porto Alegre: JÁ Editores. Retrieved from: http://www.funep.org.br/visualizar_livro.php?idlivro=2326
- Resende, K. M. (2006). *Legislação florestal brasileira: uma reconstrução histórica* [Brazilian forestry legislation: a historical reconstitution]. (Master thesis), Universidade Federal de Lavras, Retrieved from: <http://repositorio.ufla.br/jspui/handle/1/3383>
- Ribeiro, M. S., & Werlang, M. K. (2010). Modelado do relevo e potencial de fragilidade à erosão no Estado do Rio Grande do Sul [Modeling of relief and erosion fragility potential in the State of Rio Grande do Sul]. *Ciência & Natura*, UFSM, 32(2), 121-140. Retrieved from: <http://cascavel.ufsm.br/revistas/ojs-2.2.2/index.php/cienciaenatura/article/view/9489/5638>
- Ross, J. L. S. (1994). Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais antropizados [Empirical analysis of the fragility of natural anthropogenic environments]. *Revista do Departamento de Geografia*, 8, 63-74. <http://dx.doi.org/10.7154/RDG.1994.0008.0006>
- Santos, J. G., & De Oliveira, L. A. (2013). Fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do Ribeirão São Bento da Ressaca, município de Frutal [Environmental fragility of the Ribeirão basin São Bento da Ressaca, municipality of Frutal] – MG. *OBSERVATORIUM: Revista Eletrônica de Geografia*, 5(15), 02-23.
- Santos, C. A., & Sobreira, F. G. (2008). Análise da fragilidade e vulnerabilidade natural dos terrenos aos processos erosivos como base para o ordenamento territorial: o caso das bacias do Córrego Carioca, Córrego do Baçõ e Ribeirão Carioca na região do Alto Rio das Velhas-MG [Analysis of the fragility and natural vulnerability of the lands to the erosive processes as a basis for territorial planning: the case of the Carioca Stream, Baçõ Stream and Ribeirão Carioca basins in the Alto Rio das Velhas region]. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 9(1), 65-73. Retrieved from: <https://doi.org/article/2be295a8ed1c4247b400d519c23ac323>
- Souza, E. R., & Fernandes, M. R. (2000). Sub-bacias hidrográficas: unidades básicas para o planejamento e gestão sustentáveis das atividades rurais [Sub-basins: basic units for the sustainable planning and management of rural activities]. *Informe Agropecuário*, 21(207), 15-20.
- Stevens, S. S. (1946). On the Theory of Scales of Measurement. *Science, New Series*, 103(2684), 677-680. <http://dx.doi.org/10.1126/science.103.2684.677>
- Stolle, L. (2008). *Simulação e espacialização da fragilidade ambiental em relação às atividades florestais* [Simulation and spatialization of environmental fragility in relation to forestry activities]. (Master thesis), Curitiba: Universidade Federal do Paraná. Retrieved from: http://www.floresta.ufpr.br/pos-graduacao/defesas/pdf_ms/2008/d496_0696-M.pdf

- Stolle, L., Lingnau, C., Arce, J. E., & Bognola, I. A. (2012). Simulação do impacto das atividades florestais na fragilidade potencial em plantios de Pinus. *Cerne* [Simulation of the impact of forest activities on potential fragility in Pinus plantations]. *Lavras*, 18(4), 683-693. <http://dx.doi.org/10.1590/S0104-77602012000400019>
- Tamanini, M. S. A. (2008). *Diagnóstico físico-ambiental para a determinação da fragilidade potencial e emergente da bacia do Baixo Curso do rio Passaúna em Araucária - Paraná* [Physical-environmental diagnosis for the determination of the potential and emergent fragility of the Low Passaúna River Basin in Araucária - Paraná]. (Master thesis in Geography), Curitiba: Universidade Federal do Paraná. Retrieved from: <http://hdl.handle.net/1884/15140>
- Tsao, T.-M., Tsai, M.-J., Wang Y.-N., Lin H.-L., Wu C.-F., Hwang J.-S. ... Su, T.-C. (2014). The health effects of a forest environment on subclinical cardiovascular disease and health-related quality of life. *PLoS ONE* 9(7): e103231. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0103231>
- UFMS/UNIPAMPA (2011). *Desenvolvimento metodológico e tecnológico para avaliação ambiental integrada aplicada ao processo de análise da viabilidade de hidrelétricas: FRAG-RIO* [Methodological and technological development for integrated environmental assessment applied to the feasibility analysis of hydroelectric plants: FRAG-RIO]. Relatório da Etapa 2, MMA/FATEC/UNIPAMPA/UFMS, Santa Maria.
- Valverde, S. R., Machado, C. C., Sousa, A. P., Rezende, J. L. P., & Antiqueira, A. C. (1996). Análise técnica e econômica do corte de madeira com o trator florestal derrubador-amontoador (feller-buncher) no sistema de colheita florestal de árvores inteiras de eucalipto [Technical and economic analysis of woodcutting with the feller-buncher in the forest harvesting system of whole eucalyptus trees]. *Revista Árvore*, 20(2): 229-240. Retrieved from: <https://books.google.pt/books?id=ozSaAAAAIAAJ&lpg=PA229&ots=cFH2s5B2qU&hl=pt-PT&pg=PA229#v=onepage&q&f=false>
- Vashchenko, Y., Favaretto, N., & Biondi, D. (2007). Fragilidade ambiental nos picos Camacua, Camapuã e Tucum, Campina Grande do Sul [Environmental fragility at the Camacua, Camapuã and Tucum peaks, Campina Grande do Sul]. *PR. FLORESTA, Curitiba, PR*, 37(2), 201-215. <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v37i2.8650>
- Velázquez, G. Á., & Celemin, J. P. (2011). Aplicación de un índice de calidad ambiental a la región pampeana argentina (2010) [Application of an environmental quality index to the Argentinean pampas region, 2010]. *Finisterra - Revista Portuguesa de Geografía*, XLVI(91), 47-64.
- Verocai, I. (1997). *Vocabulário básico de meio ambiente* [Basic vocabulary for the environment]. Secretaria de Estado de Meio Ambiente, Rio de Janeiro. Retrieved from: http://biomabrazil.org.br/site/wp-content/uploads/2013/02/vocabulario_basico_de_meio_ambiente.pdf
- von Neumann, J., & Morgenstern, O. (1953). *Theory of games and economic behavior*. Princeton, NJ: Princeton University Press.
- von Winterfeldt, D., & Edwards, W. (1986). *Decision analysis and behavioural research*. Cambridge, MA: Cambridge University Press.
- Willis, K., Crabtree, B., Osman, L. M., & Cathrine, K. (2015). Green space and health benefits: a QALY and CEA of a mental health programme. *Journal of Environmental Economics and Policy* (ahead of print) <http://dx.doi.org/10.1080/21606544.2015.1058195>
- Wolf, K. L., & Robbins, A. S. (2015). Metro nature, environmental health, and economic value. *Environmental Health Perspectives*, 123, 390-398. <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.1408216>

ÍNDICE

EDITORIAL		
João Mourato Paulo Morgado	Editorial	3-6
ARTIGOS		
Margarida Pereira Filipa Ramalhete	Planeamento e conflitos territoriais: uma leitura na ótica da (in)justiça espacial	7-24
Joana Almeida	Leadership in conflict management. The case of tourism <i>versus</i> territory conflict	25-37
Sónia Alves	Conflitos institucionais no âmbito da Capital Europeia da Cultura Porto 2001	39-56
Sofia Santos	Mobility and spatial planning in the Lisbon Metropolitan Area	57-72
Ricardo Mateus Damáris Padilha	Avaliação multicritério da fragilidade do território no Brasil. A silvicultura no Estado do Rio Grande do Sul	73-104
RECENSÃO		
Anna Ludovici	Fear, space and urban planning	105-108
COMENTÁRIO DE AUTOR		
Ursula Caser Cátia Marques Cebola Lia Vasconcelos Filipa Ferro	Environmental mediation: An instrument for collaborative decision making in territorial planning	109-120