



**CAPTAR**  
ciência e ambiente para todos

volume 1 • número 1 • p 20-30

## **Uma nova metodologia dinâmica para simular o estado ecológico dos ecossistemas**

Uma nova metodologia estocástico-dinâmica (*Stochastic-Dynamic Methodology* - StDM) tem sido desenvolvida com base na premissa de que padrões estatísticos gerais, ao nível das relações causa-efeito dos fenómenos ecológicos, incluindo os de cariz aleatório (ou estocástico), são indícios da dinâmica de processos complexos à escala global (ou holística) dos ecossistemas. O presente artigo descreve, de forma simples e intuitiva, a base teórica e os procedimentos inerentes à StDM, incluindo os fundamentos de modelação e o enquadramento estatístico respectivo. Para efeitos de demonstração, foram seleccionados casos de estudo que ilustram a aplicação académica e o uso efectivo de modelos de gestão no âmbito de programas de monitorização da integridade ecológica dos ecossistemas. De facto, a StDM tem sido testada em vários tipos de ecossistemas, nomeadamente em agroecossistemas onde a alteração das práticas agrícolas induziu perturbações ecológicas relevantes e em sistemas aquáticos onde a problemática do bom estado ecológico/qualidade da água foi avaliado ao nível de bacias hidrográficas, rios, albufeiras e estuários. A validação das simulações produzidas tem sido encorajadora pois tem demonstrado a capacidade da StDM em captar a dinâmica de processos holísticos dos ecossistemas estudados, prevendo com sucesso o padrão de comportamento de componentes chave em cenários ambientais muito complexos e variáveis.

### **Palavras-chave**

modelação ecológica

integridade ecológica

StDM

stress ambiental

João Alexandre Cabral<sup>\*</sup>

Edna Cabecinha

Mário Santos

Paulo Travassos

Pedro Silva Santos

Laboratório de Ecologia Aplicada, CITAB –  
Centro de Investigação e Tecnologias Agro-  
Ambientais e Biológicas.

Universidade de Trás-os-Montes e Alto  
Douro.

<sup>\*</sup>jcabral@utad.pt

## INTRODUÇÃO

No âmbito dos programas de gestão ambiental, os estudos de impacto ambiental (EIA) e a monitorização ecológica (ME) podem proporcionar informação relevante de suporte ao desenvolvimento sustentável e à conservação da diversidade biológica (Treweek, 1996; Treweek, 1999; Söderman, 2006). De facto, a aplicação dos EIA e ME está na base da implementação das estratégias nacionais para o desenvolvimento sustentável, considerando que os primeiros são usados para prever as consequências ambientais das acções humanas (também designadas antropogénicas) e que os segundos têm como objectivo promover correcções ou ajustes de modo a reduzir os impactos ecológicos que decorrem dessas acções (MacNeely, 1994). Por conseguinte, um dos grandes desafios em gestão ambiental é conseguir prever os efeitos das alterações ambientais induzidas pelas actividades antropogénicas sobre a abundância de espécies, grupos funcionais (ex: os produtores primários, os consumidores primários e os consumidores secundários) ou comunidades em ecossistemas perturbados (Andreasen et al., 2001; Stevenson et al., 2004; Bailey et al., 2007). Neste contexto, é crucial que as metodologias de avaliação ambiental sejam expeditas, padronizadas e economicamente viáveis (Duelli, 1997; Zalidis et al., 2004).

Na actualidade, as metodologias mais populares têm sido aquelas que permitem o cálculo de índices biológicos, reduzindo a complexidade das bases de dados ecológicos a valores singulares, e/ou os chamados métodos de ordenação multivariada que integram a influência simultânea de vários factores ecológicos, projectando a mesma em gráficos 2-D ou 3-D (Pardal et al., 2004). No entanto, quando o factor tempo está presente na problemática em estudo e nas respectivas bases de dados, estas metodologias tornam-se insuficientes para estimar, de forma compreensível, as alterações estruturais que resultam da variação temporal das condições ambientais (Jørgensen e Bernardi, 1997; Pardal et al., 2004). Por esta razão, os estudos em ecologia têm adoptado metodologias dinâmicas, das quais se destaca a modelação ecológica, que capturam simultaneamente a estrutura e a composição dos sistemas bem como a dimensão temporal dos fenómenos ambientais que as condicionam (Jørgensen, 1994; Chaloupka, 2002).

Um modelo ecológico é a expressão formal, em termos matemáticos, das relações entre entidades definidas, por exemplo, entre diferentes patamares da cadeia alimentar. A utilização de modelos ecológicos tem assumido uma crescente importância nas últimas três décadas. Em paralelo, o desenvolvimento contínuo de *hardware* e *software* permitiu que o uso de modelos se tornasse mais amigável e acessível. Quando desenvolvidos e testados adequadamente, os modelos ecológicos são capazes de simular condições que seriam difíceis ou impossíveis de compreender a partir de outras metodologias. Adicionalmente, a aplicação de modelos ecológicos consegue sintetizar a complexidade dos sistemas e do conhecimento sobre os fenómenos estudados, privilegiando as abordagens holísticas (Jørgensen, 2001). Uma abordagem holística incide sobre fenómenos de macro-escala, ao nível do próprio sistema, com propriedades que só se manifestam quando este é estudado globalmente, ou seja, que representam mais do que a simples soma das propriedades das suas componentes quando analisadas separadamente. O desenvolvimento de modelos ecológicos requer um conhecimento consistente sobre o funcionamento dos ecossistemas e sobre os problemas ambientais que os afectam. No entanto, são reconhecidas as limitações e dificuldades em captar de forma satisfatória todos os processos alvo de estudo (Jørgensen, 2001).

Não obstante as limitações referidas, muitos fenómenos dos ecossistemas são de cariz holístico, que englobam aspectos ou propriedades à macro-escala (ex: ao nível de um ciclo de nutrientes, da

biodiversidade ou da produção primária global de um ecossistema). A principal vocação da metodologia estocástico-dinâmica (*Stochastic-Dynamic Methodology* - StDM) é reproduzir matematicamente estes fenómenos holísticos (Cabecinha et al., 2004; Santos e Cabral, 2004). A StDM é um processo de modelação sequencial que tenta captar tendências holísticas reveladoras do estado ecológico de ecossistemas alterados por actividades humanas. Esta metodologia, porque não depende do cálculo detalhado de parâmetros, tem-se revelado expedita e aplicável em vários tipos de ecossistemas, como rios e ribeiras (Cabecinha et al., 2004, 2007), agroecossistemas (Santos e Cabral, 2004; Cabral et al., 2007) e estuários (Silva-Santos et al., 2006, 2008) ou na simulação do impacto de tendências socioeconómicas sobre espécies ou comunidades ameaçadas (Santos et al., 2007, 2009). O objectivo deste artigo será demonstrar, de forma ilustrativa, a aplicabilidade dos princípios da StDM em gestão dos ecossistemas.

## METODOLOGIA

Modelos estáticos com parâmetros fixos são incapazes de estimar tendências ecológicas quando alterações ambientais ocorrem a médio longo prazo (Jørgensen e Bernardi, 1997; Brosse et al., 2001; Voinov et al., 2001; Jørgensen, 2001). Adicionalmente, os estudos de comunidades e/ou da respectiva integridade ecológica dão usualmente origem a complexas bases de dados. Se o objectivo for encontrar padrões holísticos relevantes e tendências ecológicas a partir destas bases de dados, então é necessário condensar toda a informação de uma forma mais simplificada (Pardal et al., 2004). Um primeiro passo neste sentido poderá ser a determinação do factor ou factores causais que melhor explicam (ou influenciam) as tendências ecológicas estudadas. Se num universo de várias variáveis estudadas, uma das variáveis é claramente dependente (ex: o número de anfíbios atropelados numa estrada) de um conjunto de outras, designadas variáveis independentes (ex: a intensidade do tráfego automóvel, a largura da estrada e a proximidade de linhas de água), então o fenómeno estudado será de cariz multivariado.

A StDM é um processo sequencial de modelação iniciado por uma análise multivariada convencional, a regressão múltipla linear. Porém, o facto de se considerar a existência de  $n$  potenciais variáveis independentes não implica, automaticamente, que todas elas tenham um efeito significativo no comportamento da variável dependente. Por esta razão, optou-se pela chamada regressão múltipla passo-a-passo descendente para testar as relações causa-efeito entre as variáveis dependentes e independentes, com eliminação das variáveis não significativas (Zar, 1996). Genericamente, as variáveis dependentes correspondem a indicadores ecológicos considerados relevantes, como, por exemplo, a riqueza específica, a diversidade e a abundância relativa de indivíduos, populações ou grupos funcionais (Gaston and Blackburn, 2000). As variáveis independentes representarão os principais factores ambientais com potencial influência nas tendências evidenciadas pelos indicadores ecológicos face a perturbações antropogénicas. Deste procedimento resulta um conjunto de equações matemáticas, do tipo  $Y = a + b_1x_1 + b_2x_2 + b_3x_3 + \dots + b_nx_n$ , que expressam as relações entre os indicadores seleccionados ( $Y$ ) e as  $n$  variáveis ambientais independentes ( $X$ ) que os influenciam (Zar, 1996). Os coeficientes parciais de regressão,  $b_1, b_2, b_3, \dots, b_n$ , expressam, de forma estatisticamente significativa, as relações holísticas entre as variáveis dependentes e independentes.

No entanto, em virtude do procedimento descrito produzir resultados ou equações estáticas, um dos requisitos centrais da StDM prende-se com a necessidade das bases de dados cobrirem os gradientes

temporais e/ou espaciais das alterações estudadas. Os gradientes podem ser, por exemplo, a sequência de alterações na paisagem agrícola de uma região, abrangendo desde a ocupação tradicional do solo até às modernas práticas de intensificação da agricultura (Santos e Cabral, 2004; Cabral et al., 2007); ou a variação das características litológicas, topográficas e hidrológicas que ocorrem no seio de uma bacia hidrográfica, desde a nascente até à foz, incluindo condições pouco afectadas pelas actividades humanas e condições perturbadas em termos antropogénicos (Cabecinha et al., 2004, 2007). Deste modo, os factores tempo e espaço passam a estar presentes na base de dados, o que confere potencial dinâmico às equações produzidas. Partindo do pressuposto de que o requisito anterior está presente na base de dados, então os coeficientes parciais de regressão assumem, na StDM, o papel de relevantes parâmetros ecológicos holísticos na construção dos modelos dinâmicos respectivos. Estes coeficientes passam então a representar a influência global de um conjunto de variáveis ambientais com importância no funcionamento de processos ecológicos complexos, envolvendo, por exemplo, interacções entre grupos biológicos e os recursos que os sustentam. Este é o cerne da filosofia StDM. Os modelos StDM têm sido desenvolvidos com recurso ao *software* de modelação STELLA®.

A unidade básica de modelação da StDM (Figura 1) consiste numa variável de estado, que representa uma entidade relevante do sistema (ex: um modelo sobre a qualidade da água de um lago terá naturalmente como variáveis de estado a concentração de micro-algas ou fitoplâncton e a concentração de nutrientes no sistema), e as influências obtidas pela análise de regressão múltipla. As influências positivas são mediadas pelas constantes e coeficientes parciais de regressão positivos e as influências negativas pelas constantes e

coeficientes parciais de regressão de valor negativo (Figura 1). Como o balanço entre influências positivas e negativas pode originar um efeito cumulativo, ao longo do tempo, na variável de estado (ex: uma contagem de 10 aves no dia 1 num determinado local, seguida de uma contagem de 15 aves no dia 2 no mesmo local, não deve somar 25 aves no dia 2!), a unidade base tem um fluxo de saída adicional, designado ajuste (Figura 1), que descarrega a variável de estado na transição entre os cálculos para períodos consecutivos.

Respeitando estes princípios básicos, a unidade base pode assumir diferentes arranjos (Figura 2) em função dos objectivos de cada estudo. Por exemplo, se o objectivo é contribuir para a avaliação da qualidade da água em rios, com ênfase nas interacções entre macroinvertebrados aquáticos (como é o caso das larvas de insecto da classe Trichoptera, grupo sensível à degradação da qualidade da água) e as condições físico-químicas prevaletentes na coluna de água (Cabecinha et al., 2004), então a unidade base pode assumir o formato primário (Figura 2a). No entanto, se o objectivo passar a ser a simulação da

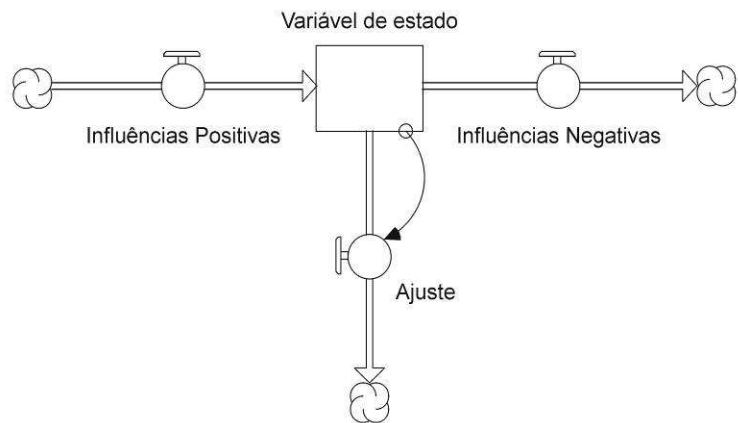


FIGURA 1: A unidade base de modelação na StDM. O rectângulo representa a variável de estado; Os fluxos que influenciam a variável de estado são representados por setas grossas; As relações de auto-regulação da variável de estado, entre variáveis de estado ou com outras variáveis são representadas por setas finas.

dinâmica dos produtores primários (ex: macro-algas) num ambiente estuarino sujeito a excesso de poluição orgânica, que gera grandes quantidades de nutrientes inorgânicos disponíveis (Silva-Santos et al., 2008), então o formato primário já não será suficiente. Isto porque a produção primária depende das condições meteorológicas (ex: precipitação) e, por conseguinte, serão necessários dois níveis complementares de influências (com as respectivas equações matemáticas) que representem, por exemplo, a influência dos meses secos e chuvosos ao longo do ano (Figura 2b). Por outro lado, se o objectivo consistir em simular o impacto dos fogos florestais na estrutura das comunidades avifaunísticas (Silva-Santos et al., *in press*), dado que a abundância e riqueza específica de muitas aves (como é o caso das toutinegras ou Sylviidae) depende largamente dos seus ciclos anuais de reprodução e migração, então será conveniente considerar três níveis de influências, que capturem as condições dos períodos de invernada, reprodução e migração (Figura 2c).

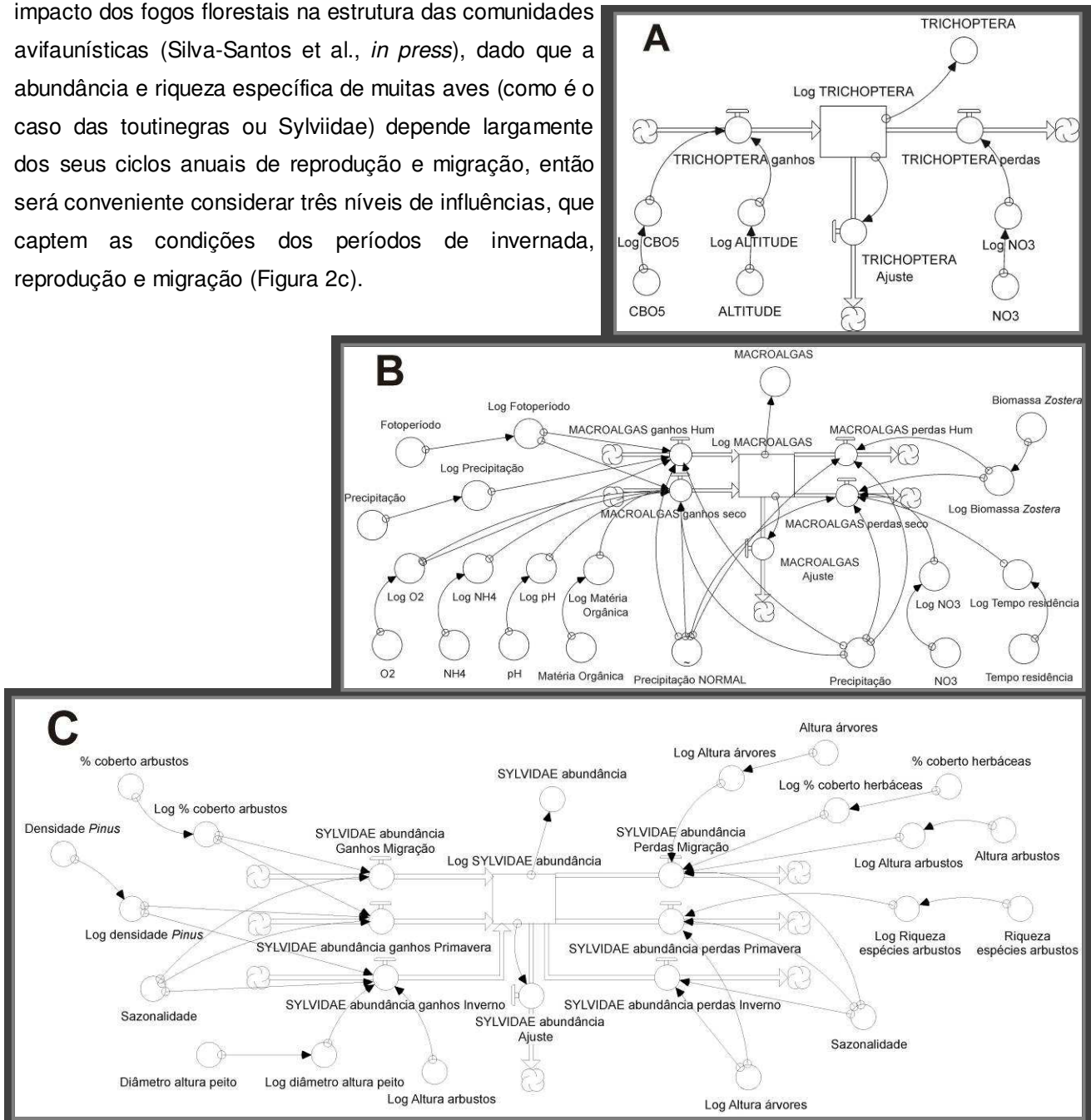


FIGURA 2: As unidades base de modelação na StDM “desenhadas” de acordo com os objectivos de diferentes estudos. (A) avaliação da qualidade da água com base nas relações entre os macroinvertebrados aquáticos (ex: riqueza específica de Trichoptera) e as condições físico-químicas da coluna de água (ex: concentração de matéria orgânica, NH<sub>3</sub>, O<sub>2</sub> e pH); (B) avaliação das tendências da biomassa de macroalgas em contextos de excesso de nutrientes em estuários; (C) avaliação do impacto dos fogos florestais sobre as comunidades avifaunísticas (ex: toutinegras ou Sylviidae). Os círculos pequenos representam, variáveis ambientais, parâmetros ou constantes.

A complexidade dos modelos StDM aumenta quando as variáveis de estado são seleccionadas como representativas de uma “cadeia alimentar” ou “cadeia trófica” (Figura 3). Neste caso, cada componente biológica interage com as restantes componentes biológicas (ex. relações inter-específicas de competição ou predação) e com as características não biológicas do respectivo habitat. Estas interações podem ser ilustradas com base num modelo StDM desenvolvido num estudo realizado no estuário do Mondego (Pardal, 2000; Dolbeth, 2003; Silva-Santos et al., 2006, 2008). Este modelo foi construído para simular as tendências de três componentes re-presentativas de uma cadeia alimentar estuarina, afectada pela presença excessiva de nutrientes (fósforo e azoto). Este desequilíbrio da disponibilidade de nutrientes, que induz frequentemente o aumento descontrolado da produção primária, é conhecido por eutrofização. As componentes consideradas foram os produtores primários (dominados por macroalgas e macrófitas), os macroinvertebrados dos sedimentos (também designados bentónicos) e os predadores destes, as aves ribeirinhas (também designadas por limícolas) (Figura 3). Estas componentes estão todas enquadradas pelas condições físico-químicas com influência na dinâmica da cadeia alimentar em causa (Figura 3).

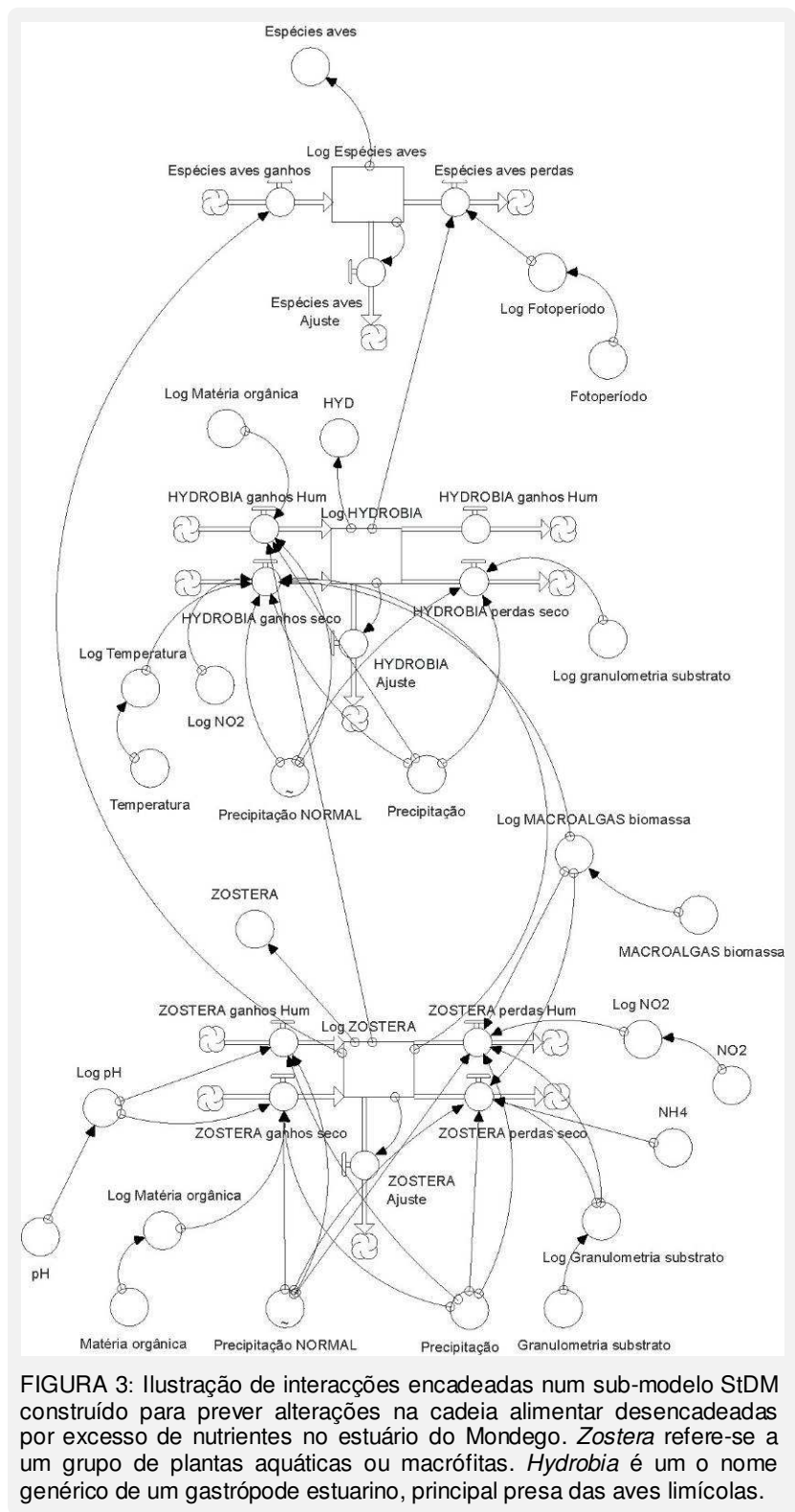


FIGURA 3: Ilustração de interações encadeadas num sub-modelo StDM construído para prever alterações na cadeia alimentar desencadeadas por excesso de nutrientes no estuário do Mondego. *Zostera* refere-se a um grupo de plantas aquáticas ou macrófitas. *Hydrobia* é um o nome genérico de um gastrópode estuarino, principal presa das aves limícolas.

Outro exemplo deste tipo de interações encadeadas decorre da construção de um modelo StDM, aplicado na previsão das alterações populacionais de Lobo-ibérico em função da intensificação da construção rodoviária na região de Trás-os-Montes e Alto Douro (Santos et al., 2007). Neste caso, a presença deste predador foi estimada com recurso a indicadores indirectos, como os prejuízos causados pelo lobo no gado

doméstico. As variáveis foram também organizadas em três patamares, representando sucessivamente as condições que influenciam o topo da “cadeia” (Figura 4). O primeiro patamar engloba as variáveis de cariz económico, social e ambiental que determinam a distribuição das explorações agro-pecuárias e a densidade de cabeças de gado (ovino, caprino e bovino), o segundo patamar (Figura 4). Por sua vez, o segundo patamar, que representa um grupo de presas importante para o lobo, influencia decisivamente o número de ataques e prejuízos que são imputáveis a esta espécie (Figura 4).

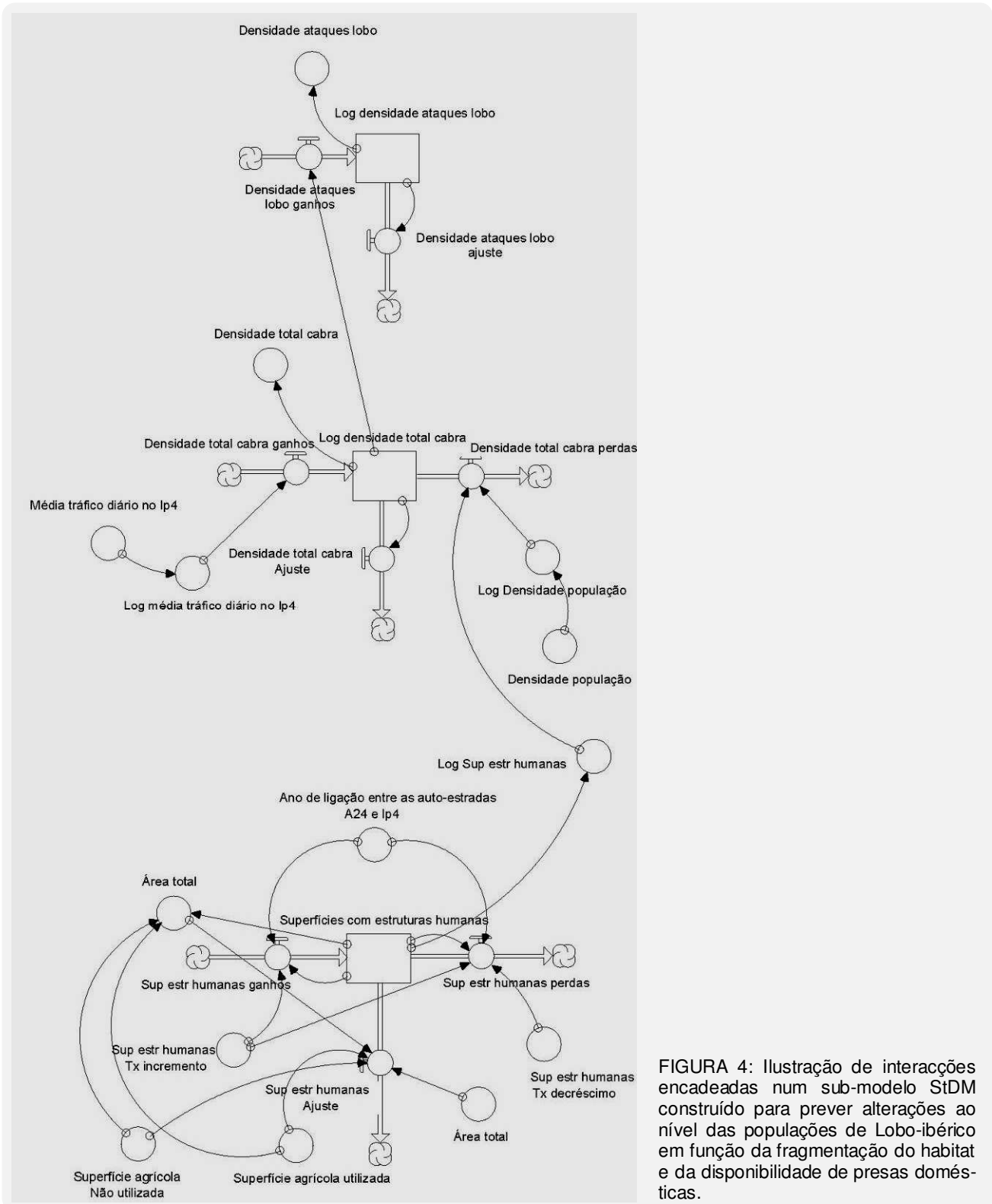


FIGURA 4: Ilustração de interações encadeadas num sub-modelo StDM construído para prever alterações ao nível das populações de Lobo-ibérico em função da fragmentação do habitat e da disponibilidade de presas domésticas.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

A performance da StDM foi analisada em dois tipos de situações distintas: (1) em cenários determinísticos, em que as condições ambientais base são conhecidas e pré-determinadas no período de simulação; e (2) em cenários estocásticos, em que as condições ambientais são geradas aleatoriamente entre limites realistas durante a simulação (Jørgensen, 2001). A título de exemplo, um dos cenários determinísticos usados foi aquele que recriou a degradação da qualidade da água por poluição orgânica, monitorizada ao longo de uma década (1985-1995) no rio Corgo, inserido na bacia hidrográfica do Douro (Cortes, 1992; Sampaio, 1995). Este cenário previamente determinado foi utilizado para projectar as reacções de determinados grupos de macroinvertebrados aquáticos, característicos dos rios de montanha, cuja sensibilidade à poluição orgânica está muito bem estudada (Cabecinha et al., 2004). Desta forma, foi possível confrontar a reacção de dois grupos de macroinvertebrados distintos, os EPT (grupo que inclui as larvas de insectos das Classes Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, todos muito sensíveis à poluição orgânica) e os Chironomidae, vulgarmente conhecidos por larvas de mosquitos (muito tolerantes à poluição orgânica). Esta confrontação foi efectuada em dois contextos: o contexto de referência (que se registava em 1985, com boas condições ecológicas) e o contexto de degradação que ocorreu 10 anos mais tarde em 1995 (Figura 5). As simulações produzidas revelam que o modelo StDM conseguiu discriminar, de forma credível, a reacção negativa dos EPT, quando a qualidade da água se degradou, da reacção favorável dos Chironomidae, grupo tolerante, no mesmo cenário de poluição orgânica (Figura 5).

Na modelação ecológica em geral, e na StDM em particular, o objectivo passa frequentemente por antecipar situações que ainda não tiveram lugar, ou seja, simular cenários futuros não conhecidos previamente. Neste caso, as condições ambientais desconhecidas (por exemplo as condições meteorológicas) deverão ser projectadas de forma estocástica ou aleatória na sua gama realista de valores sazonais. Neste contexto, em termos de demonstração académica, serão apresentados os resultados que tiveram por base a possível sucessão temporal das condições ambientais, antes e depois das acções de gestão da qualidade da água, implementadas a partir de 1998 no estuário do Mondego (Silva-Santos et al., 2008). Estas acções visaram corrigir o enriquecimento anómalo de nutrientes (de origem agrícola) deste estuário e promover a recuperação de uma importante planta/macrófita aquática, a *Zostera noltii*, em declínio por ser muito afectada pela eutrofização. As simulações, de base estocástica, em cenários em que

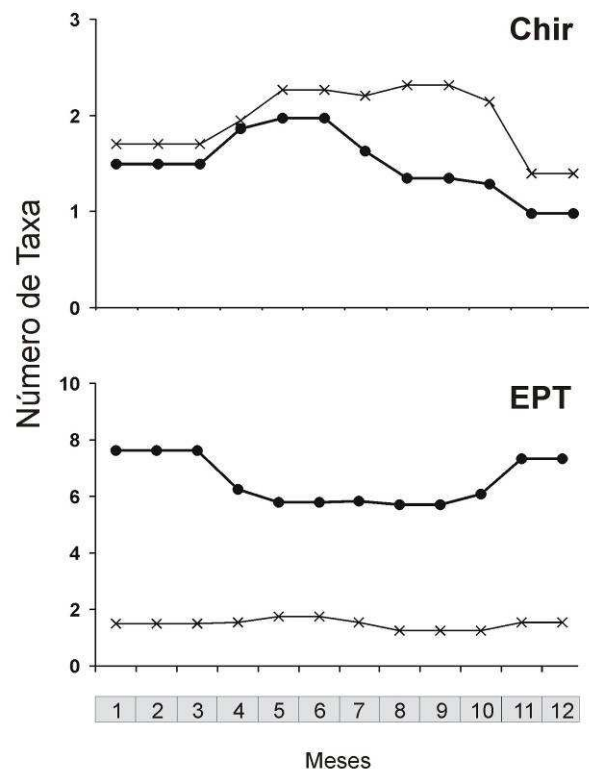


FIGURA 5: Simulações para as tendências sazonais da riqueza específica dos grupos Chironomidae (Chir) e EPT (expressos em número de taxa ou grupos taxonómicos, neste caso espécies) em dois contextos distintos: em condições de referência, registadas em 1985 (•), e em condições perturbadas, registadas 10 anos mais tarde em 1995 (x), ambas no rio Corgo (Norte de Portugal).



as acções de gestão tiveram lugar e em cenários em que a situação de eutrofização se agravou continuamente, revelaram tendências completamente distintas para a biomassa de *Zostera noltii* (Figura 6). Os resultados desta simulação reproduziram de forma muito consistente as tendências monitorizadas na realidade por Lillebø et al. (2005) no estuário do Mondego.

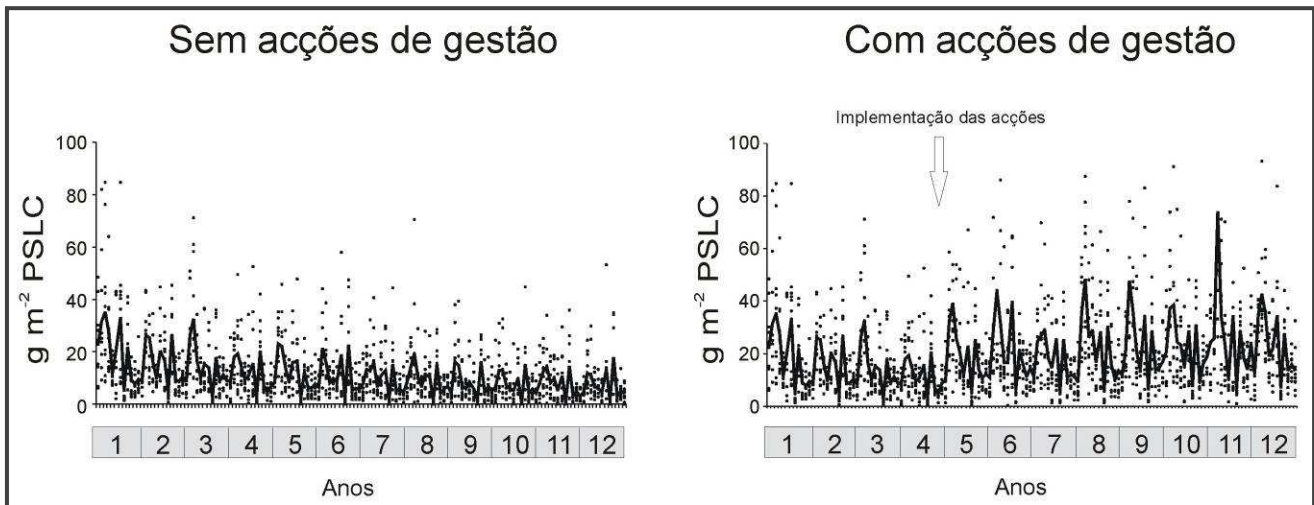


FIGURA 6: Simulações das tendências da biomassa (expressa em Peso Seco Livre de Cinzas, PSLC) da macrófita *Zostera noltii* ( $\text{g m}^{-2}$ ) com e sem a implementação de acções de gestão ambiental no estuário do Mondego (ao longo de um período de 12 anos). A linha da tendência representa a junção das médias de 10 simulações estocásticas projectadas para cada mês.

Os resultados obtidos são encorajadores pois parecem indiciar a capacidade da StDM em captar a dinâmica holística de fenómenos estudados em condições e cenários complexos. Esta metodologia tem os requisitos para poder ser integrada em estratégias de gestão ambiental, desde que sustentadas por bases de dados rigorosas, em virtude de se basear em relações causa-efeito de macro-escala, determinadas estatisticamente a partir de análises padronizadas, e por isso de concepção expedita e viável economicamente. As simulações produzidas em diferentes ecossistemas e problemas ambientais, mostraram a relevância de determinadas variáveis de estado como indicadores ecológicos, nomeadamente em contextos em que situações pouco perturbadas se degradaram posteriormente. Muitas das tendências simuladas foram corroboradas por observações reais em estudos realizados sobre as consequências das alterações ambientais induzidas pelas actividades humanas. Globalmente, os principais resultados demonstraram, tal como em qualquer processo científico complexo, que é válido, interessante e instrutivo apostar em metodologias holísticas de previsão, focadas nas interações entre componentes chave de ecossistemas em alteração, como é o caso da StDM.

## APLICAÇÕES E PERSPECTIVAS FUTURAS

O grande objectivo dos aperfeiçoamentos em curso e futuros da StDM, prende-se com o desenvolvimento de interfaces com os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) que permitam a projecção espacial das tendências temporais produzidas pelas simulações dinâmicas. Por conseguinte, esta proposta metodológica permitirá o desenvolvimento de técnicas mais globais no âmbito da modelação dinâmico-espacial (Costanza, 1992; Costanza e Voinov, 2003; Santos e Cabral, 2004), tornando a StDM mais instrutiva, intuitiva e credível para os decisores e gestores ambientais.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andreasen JK, O'Neill RV, Noss R, Slosser NC (2001). Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. *Ecological Indicators* 1: 21-25.
- Bailey RC, Reynoldson TB, Yates AG, Bailey J, Linke S (2007). Integrating stream bioassessment and landscape ecology as a tool for land use planning. *Freshwater Biology* 52: 908–917.
- Brosse S, Lek S, Townsend CR (2001). Abundance, diversity, and structure of freshwater invertebrates and fish communities: an artificial neural network approach. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 35: 135-145.
- Cabecinha E, Cortes R, Cabral JA (2004). Performance of a stochastic-dynamic modelling methodology for running waters ecological assessment. *Ecological Modelling* 175: 303-317.
- Cabecinha E, Silva-Santos P, Cortes R, Cabral JA (2007). Applying a stochastic-dynamic methodology (StDM) to facilitate ecological monitoring of running waters, using selected trophic and taxonomic metrics as state variables. *Ecological Modelling* 207: 109-127.
- Cabral JA, Rocha A, Santos M, Crespi AL (2007). A stochastic dynamic methodology (SDM) to facilitate handling simple passerine indicators in the scope of the agri-environmental measures problematics. *Ecological Indicators* 7: 34-47.
- Chaloupka M (2002). Stochastic simulation modelling of southern Great Barrier Reef green turtle population dynamics. *Ecological Modelling* 148: 79-109.
- Costanza R (1992). Toward an Operational Definition of Ecosystem Health. In: R Costanza, B Norton, B Haskell (eds.), *Ecosystem Health: New Goals for Environmental Management*. Island Press, Washington DC, pp. 239-256.
- Costanza R, Voinov A (2003). Introduction: Spatially Explicit Landscape Simulation Models. In: R Costanza, A Voinov (eds.), *Landscape Simulation Modeling, A Spatially Explicit, Dynamic Approach*. Springer-Verlag, New York, pp 3-20.
- Cortes RMV (1992). Seasonal pattern of benthic communities along the longitudinal axis of river systems and the influence of abiotic factors on the spatial structure of those communities. *Archiv fur Hydrobiologie* 126: 85-103.
- Dolbeth M, Pardal MA, Lillebø AI, Azeiteiro U, Marques JC (2003). Short- and long-term effects of eutrophication on the secondary production of an intertidal macrobenthic community. *Marine Biology* 143: 1229-1238.
- Duelli P (1997). Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: an approach at two different scales. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 62: 81-91.
- Gaston KJ, Blackburn TM (2000). *Pattern and Process in Macroecology*. Blackwell Science, Oxford, 377pp.
- Jørgensen SE (1994). Models as instruments for combination of ecological theory and environmental practice. *Ecological Modelling* 75/76: 5-20.
- Jørgensen SE, Bernardi R (1997). The application of a model with dynamic structure to simulate the effect of mass fish mortality on zooplankton structure in Lago di Annone. *Hydrobiologia* 356: 87-96.
- Jørgensen SE (2001). *Fundamentals of Ecological Modelling*, 3<sup>rd</sup> ed.. Elsevier, Amsterdam, 544pp.
- Lillebø AI, Neto JM, Martins I, Verdelhos T, Leston S, Cardoso PG, Ferreira SM, Marques JC, Pardal MA (2005). Management of shallow temperate estuary to control eutrophication: The effect of hydrodynamics on the system's nutrient loading. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 65: 697-707.
- MacNeely JA (1994). Critical issues in the implementation of the Convention of Biological Diversity. In: AF Krattger, JA MacNeely, WL Lesser, KR Miller, St.Y Hill, R Senanayake (eds.), *Widening perspectives on biodiversity*. IUCN/IAE, Gland, pp 7-10.
- Pardal MA, Marques JC, Metelo I, Lillebø AI, Flindt MR (2000). Impact of eutrophication on the life cycle, population dynamics and production of *Ampithoe valida* (Amphipoda) along an estuarine spatial gradient (Mondego estuary, Portugal). *Marine Ecology Progress Series* 196: 207-219.
- Pardal MA, Cardoso PG, Sousa JP, Marques JC, Raffaelli D (2004). Assessing environmental quality: a novel approach. *Marine Ecology Progress Series* 267: 1-8.
- Sampaio ACR (1995). Avaliação do impacte dum mini-hídrica no funcionamento dum ecossistema lótico: caso particular do Terragido do rio Corgo. Dissertação de Mestrado. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, 211pp.
- Santos M, Cabral JA (2004). Development of a stochastic dynamic model for ecological indicators' prediction in changed Mediterranean agroecosystems of north-eastern Portugal. *Ecological Indicators* 3: 285-303.
- Santos M, Vaz C, Travassos P, Cabral JA (2007). Simulating the impact of socio-economic trends on threatened Iberian wolf populations (*Canis lupus signatus*) in North-eastern Portugal. *Ecological Indicators* 7: 649-664.
- Santos M, Travassos P, Repas M, Cabral JA (2009). Modelling the performance of bird surveys in non-standard weather conditions: general applications with special reference to mountain ecosystems. *Ecological Indicators* 9: 41-51.

- Silva-Santos P, Pardal MA, Lopes RJ, Múrias T, Cabral JA (2006). A Stochastic Dynamic Methodology (SDM) to the modelling of trophic interactions, with a focus on estuarine eutrophication scenarios. *Ecological Indicators* 6: 394-408.
- Silva-Santos P, Pardal MA, Lopes RJ, Múrias T, Cabral JA (2008). Testing the Stochastic Dynamic Methodology (StDM) as a management tool in a shallow temperate estuary of south Europe (Mondego, Portugal). *Ecological Modelling* 210: 377-402.
- Silva-Santos P, Valentim H, Luís A, Queirós L, Travassos P, Cabral JA (*in press*). A Stochastic Dynamic Methodology (StDM) to simulate the effects of fire on vegetation and bird communities in *Pinus pinaster* stands. *Ecological Indicators*.
- Söderman T (2006). Treatment of biodiversity issues in impact assessment of electricity power transmission lines: A Finnish case review. *Environmental Impact Assessment Review* 26: 319-338.
- Stevenson J, Bailey RC, Harrass M, Harass MC, Hawkins CP, Alba-Tercedor J, Couch C, Dyer S, Fulk FA, Harrington JM, Hunsaker CT, Johnson RK (2004). Interpreting results of ecological assessments. *In: MT Barbour, SB Norton, HR Preston, KW Thornton (eds.), Ecological Assessment of our Aquatic Resources: Application, Implementation, and Interpretation. SETAC, Pensacola, pp. 85–111.*
- Treweek J (1996). Ecology and environmental impact assessment. *Journal of Applied Ecology* 33: 191-199.
- Treweek J (1999). *Ecological impact assessment*. Blackwell Science, Oxford, 351pp.
- Voinov A, Voinov H, Constanza R (2001). Surface water flow in landscape models: 2- Patuxent watershed case study. *Ecological Modelling* 119: 211-230.
- Zalidis GC, Tsiafouli MA, Takavakoglou V, Bilas G, Misopolinos N (2004). Selecting agri-environmental indicators to facilitate monitoring and assessment of EU agri-environmental measures effectiveness. *Journal of Environmental Management* 70: 315-321.
- Zar JH (1996). *Biostatistical Analysis*, 3<sup>rd</sup> ed. Prentice-Hall International Inc., New Jersey, 918pp.