

CTS

CIÊNCIA
TECNOLOGIA
SOCIEDADE

JANEIRO/FEVEREIRO 94
NÚMERO 21



Sociedade, Ciência e Valores: Que Desenvolvimento?

Índice

Editorial	3
Matemática e Representação do Mundo	6
<i>Isabel Serra</i>	
Valores na Interface Ecologia / Economia	15
<i>José Casquilho</i>	
Sida: Luz e Sombra Num Olhar Bioético	23
<i>António Fernando Cascais</i>	
Haverá Democracia na Definição das Políticas Científicas?	31
<i>Maria Amélia Cutileiro Índias</i>	
El Valor de la Soberania en el Estado de Derecho Postmoderno	36
<i>A. Cambrón Infante</i>	
Documentos	
A Investigação Agrária em Portugal	43
<i>E. Menezes de Sequeira</i>	
Colóquios	
Semana Europeia da Cultura Científica	
1 - O Futuro da Cultura Científica	46
<i>Clara Queiroz</i>	
2 - "La Chimie Sans Prejugés"	48
<i>Ana Luísa Janeira</i>	
3 - "Réflexion sur la Science Européenne"	49
<i>Isabel Garcia Lico</i>	
"Uma Tarde Com ... Arte e Ciência"	50
<i>Mariana Valente</i>	
Livros	
Uma Arquitectónica do Saber ao Fazer em Ciências	52
<i>Ana Luísa Janeira</i>	
Ética e Comunicação (RCL)	54
<i>José Augusto Mourão</i>	

Valores na Interface Ecologia/Economia

José Casquilho

Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa

Resumo

Entre Ecologia e Economia pode detectar-se uma relação (dual), com incidência predominante no plano da contrariedade de posições, mas também evicenciando sinais de uma possível complementaridade.

A perspectiva conservacionista, ligada à visão ecológica, onde prevalecem os conceitos de equilíbrio e análise global, tem-se oposto, por forma cada vez mais institucionalizada, à (preocupante) depleção de recursos veiculada por políticas com legitimidade económica. Estas têm estado prioritariamente vinculadas a critérios de rentabilidade e, correlativamente, à preferência pelo curto prazo.

Entre estes dois extremos têm-se vindo a constituir compromissos. A Economia dos Recursos Naturais, através do conceito de valor económico total (sensu Pearce), sistematiza as noções de valor de opção e de valor de existência que passam a ombrear com o valor tradicional valor de uso.

Não obstante permanecem problemas. A questão do direito das gerações futuras herdarem um ambiente minimamente preservado, continua a ser, antes do mais, do foro ético.

E

cológia e Economia têm em comum o termo "eco", derivado do radical grego *oikos* que designa "casa".

Diferem em "logia" e "nomia" associados ao

logos e ao *nomos*, respectivamente referentes ao "discurso sobre" e à "regra de", aqui incidentes sobre o espaço antropomórfico por excelência, o lugar da habitação, da protecção, do repouso. Etimologicamente não parece haver à partida uma contradição, muito menos um antagonismo, entre os conceitos fundadores das duas disciplinas. Pelo contrário, poder-se-ia invocar uma complementaridade, no sentido em que ao *discurso sobre* a identificação das componentes e relações constitutivas da "casa" se sucedem as regras de como melhor geri-la.

Em termos operacionais, a Economia define-se como a ciência que estuda a *afecção racional*

de recursos escassos a actividades alternativas; por outro lado, a Ecologia situa-se como a disciplina que estuda os seres vivos na sua relação com o ambiente envolvente.

Conjugando os dois âmbitos conclui-se que um núcleo comum exige uma atitude *racional* na coordenação de actividades com incidência *bio-ambiental*.

Restringindo esta questão ao plano dos *recursos naturais* é imediato concluir que só se apresenta como *escassa* uma componente cujo nível de existência já constitui de alguma forma um problema, em termos reais ou tendênciais. Donde podemos interrogar-nos se a atitude racional não deveria significar, antes do mais, evitar essa concretização.

É porventura este cerne da polémica que se foi

instituindo entre os dois campos de conhecimento, polarizado nas posições prioritariamente conservacionistas vinculadas à perspectiva ecológica, em resposta aos indicadores (crescentes) de delapidação (preocupante) dos recursos por via da sua utilização no quadro dos critérios e prioridades económicas.

Parece existir um consenso no sentido de que a(s) causa(s) efectiva(s) desse processo têm radicado num conceito continuamente errado, de crescimento económico, a que se tem vindo a opôr, por forma cada vez mais elaborada a noção de *desenvolvimento sustentado*.

Neste sentido a designada Economia dos Recursos Naturais tem-se vindo a constituir como uma disciplina de fronteira entre a economia tradicional e a visão ecológica, por um lado, e um quadro ético de referência, por outro. Conforme teremos ocasião de desenvolver



Mosaico de paisagem no Alentejo - fotografia aérea

o conceito de *valor económico total* de um recurso natural introduz um nível de abrangência que reposiciona os instrumentos tradicionais de decisão.

Poder-se-á argumentar que os conceitos e as definições são relativamente irrelevantes já que o determinante são as acções que se instituem nos tempos e lugares concretos onde ocorrem. Mas não deixa de ser verdade que cada vez mais a superestrutura de ordem jurídica e científico-cultural influencia as iniciativas, dinamiza as mentalidades e enquadra os incentivos, numa época onde a informação se globaliza quer em termos transnacionais quer na velocidade e intensidade da sua circulação.

E se a Revolução Copernicana descentrou radicalmente a anterior concepção Ptolomaica, a visão Ecológica introduziu um novo plano de fissura no antropocentrismo. A máxima de Descartes que atribuía ao *Homem* o estatuto de "senhor e possuidor da Natureza" (Busino,

1992), aliás na esteira dos desígnios de supremacia atribuíveis aos *Eleitos do(s) Deus(es)* de tantas religiões, revela-se insustentável quando confrontada com a teia de complexidade e interações que emerge como a evidência fundamental da análise ecológica *global*.

O *Homem* só é superior quando perspectivado numa hierarquia que sendo mais ou menos abrangente não deixa por isso de ser local, no espaço-tempo e no âmbito epistemológico considerado. Se o critério limite for o da sobrevivência, fica por decidir do desempenho relativo entre os homens e os vírus.

Obviamente que a negação da hipótese de superioridade não implica a pressuposição de inferioridade.

Antes pelo contrário, o que emerge como a

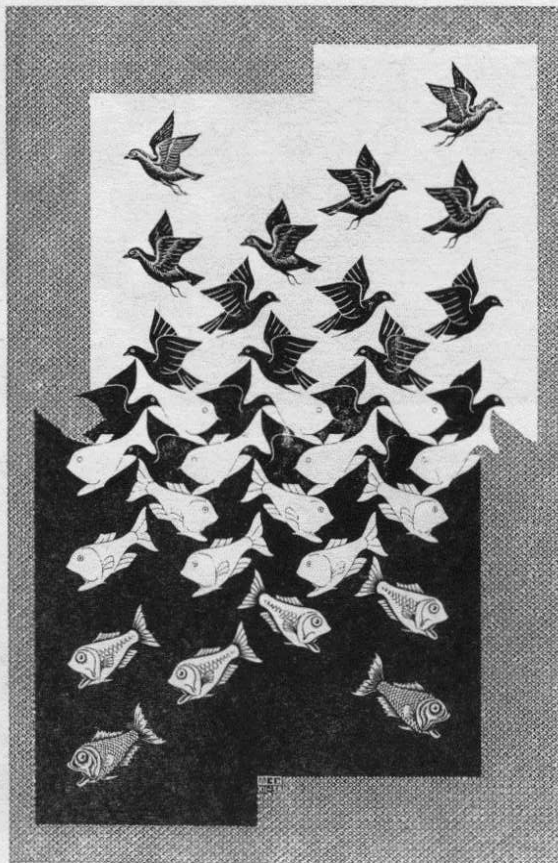
contrapartida do imbrincado dos nichos ecológicos é a noção de complementaridade, onde a identidade de cada componente se alicerça e fundamenta no contexto interrelacional em que participa.

É esse o âmbito que permite legitimar que, na ordem do dia, se possa pôr, cada vez com maior urgência, a necessidade de uma *simbiosofia*, ou seja a *sabedoria do viver em comum* (Wackernagel, 1993), dos homens entre si, e com o Mundo.

Sucessão Ecológica e Equilíbrio (s)

Os ecologistas teóricos caracterizam frequentemente um ecossistema terrestre pela sua posição no quadro da sucessão ecológica em que (previsivelmente) se insere.

Esta é definida como um processo ordenado que



O céu e o mar. (II) M. C. Escher, 1938

envolve mudanças na estrutura das espécies e da comunidade, culminando num limiar estabilizado que maximiza a biomassa e os laços simbióticos por unidade de fluxo de energia (Odum, 1971). Esta hipótese (numa forma simplificada) foi primeiramente formulada por Clemente no início do século. Supõe antes do mais a estabilidade climática, ou seja a constância do padrão macro-meteorológico global.

O estado terminal do sistema designa-se por climax e encontra-se em equilíbrio com o ambiente físico envolvente, ora num plano genérico onde o macro-clima é determinante (climax climático) ora num nível mais restrito onde concorrem condições locais de substrato que se tornam limitantes (climax edáfico).

Este segundo nível caracteriza a concepção de policlimax ou padrões climáticos (Collier et al., 1974) que fragmenta a anterior no quadro de um mosaico da paisagem.

Por exemplo, uma análise do caso português (Cruz, 1986) associa ao gradiente climático no sentido NW-SE uma sequência de carvalhos caracterizada pelo nível de persistência das folhas; cada espécie tipificaria a vegetação climax (climática) de uma dada região; concretizando, o sobreiro caracterizaria o Alentejo mais litoral e a azinheira o Alentejo mais interior; o carvalho roble corresponderia ao Norte litoral e o carvalho negral ao Centro e Norte interior.

A noção de climax é pois necessariamente local embora possa ser utilizada num sentido mais ou

menos abrangente. Sintetiza o paradigma da evolução natural tendencial de um ecossistema, convergindo para um estado limite que se mantém em equilíbrio dinâmico, isto é onde a comunidade ecológica permanece qualitativamente invariante e quantitativamente estável, embora em renovação permanente, situação a que corresponde biomassa máxima e produtividade líquida nula.

Este último aspecto tem a ver com o *equilibrium* (pesos iguais) entre fluxos de fixação (fotossíntese) e oxidação (respiração) de dióxido de carbono. Em princípio a biomassa vegetal acumular-se-á enquanto o balanço for positivo, mas a contrapartida é de que progressivamente vai existindo mais matéria viva respirando e como tal tenderá a haver compensação.

Numa perspectiva pragmática utilizam-se critérios semi-empíricos; se, num período da ordem dos 500 anos, não ocorrem mudanças significativas na composição em espécies a comunidade é definida como climax (Barbour et al. 1987).

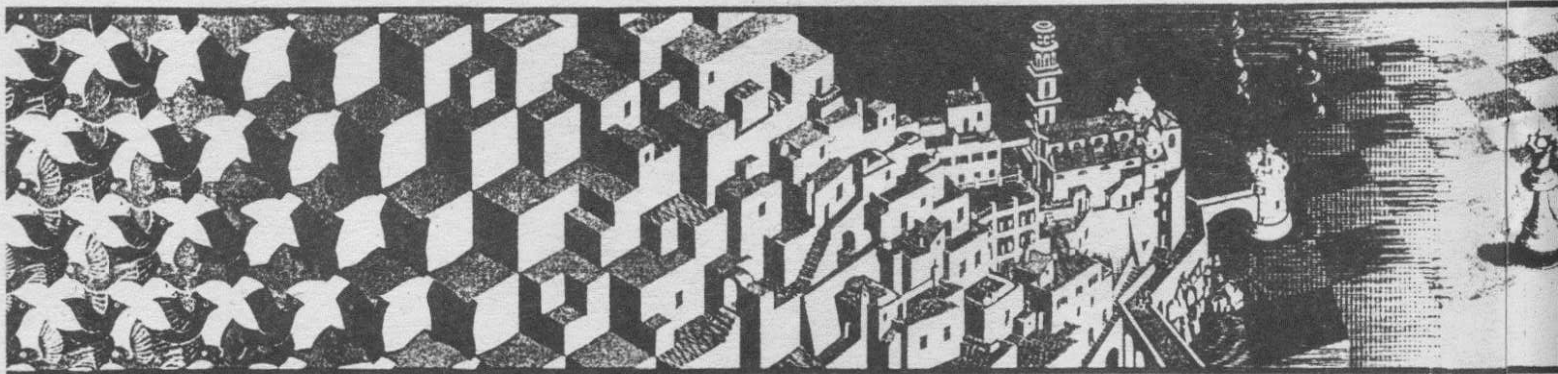
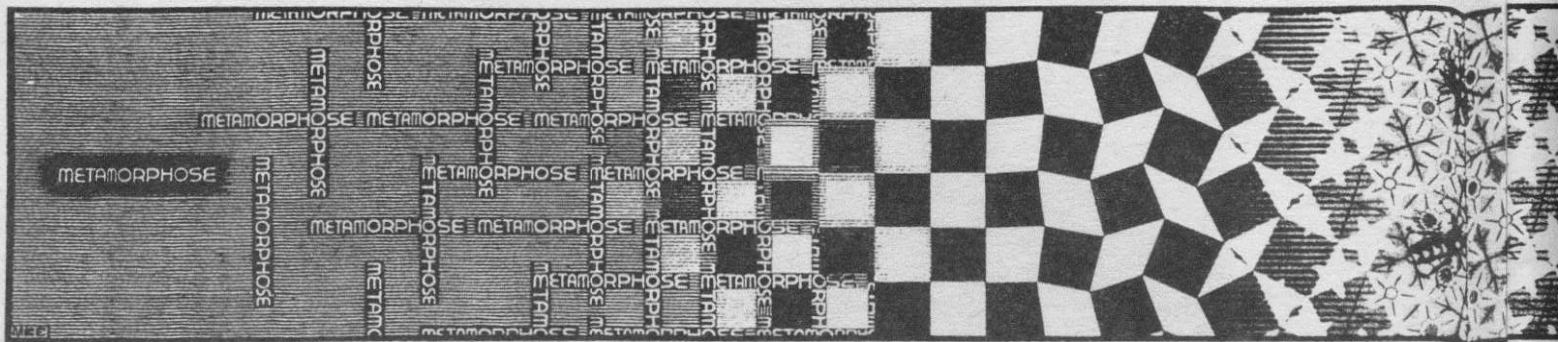
Registe-se que cada vez mais existem autores que contrariam a universalidade daquela solução. Wissel (1992) constatou, numa floresta da Bavaria que a sucessão ecológica processa-se em cadeia recorrente. Levine et al. (1993) advogam uma estrutura de ciclo para a dinâmica da floresta boreal americana. Se introduzirmos

o fogo (natural) como parte integrante da cadeia ecológica então a sucessão da floresta mediterrânica também terá esse comportamento (Rego, 1991).

Donde o conceito de estado terminal é substituído por outro tipo topológico de estacionaridade, a de ciclo. Não obstante permanece a noção de um processo com uma configuração regular e estável.

Por regular entende-se que é possível identificar a tendência e por estável a noção de que se pode constatar a sua relativa permanência, pelo menos em termos comparativos com outras dinâmicas. São estas traves que suportam o sentido actual do conceito de equilíbrio, onde a noção de um estado limite único e persistente é substituída pela de estado estacionário, com alguma medida de estabilidade associada (Grimm et al. 1992). Correlativamente existem dois outros conceitos importantes, o de resistência e o de resiliência; o primeiro, conforme o nome indica, tem a ver com a medida em que um estado de equilíbrio resiste a perturbações, de forma que, embora algo alterado, o ecossistema tende a regressar a esse estado; o segundo refere-se à taxa a que esse retorno se vai (presumivelmente) verificar. Ultrapassado o limiar de resistência de um estado estacionário que caracteriza um determinado ecossistema, este tenderá a evoluir no sentido de outro equilíbrio e a resiliência em relação ao estado anterior anulou-se.

É o que acontece por exemplo com a desertificação. O deserto, em particular nas



regiões áridas e semi-áridas, é um cenário potencial que se pode materializar por via de uma dinâmica regressiva da sucessão ecológica. Essa regressão, de alguma maneira sempre relacionada com um ambiente vulnerável e uma forte pressão antrópica, manifestada por exemplo nas "queimadas" e sobrepastoreio, conduz a uma rarefacção do coberto vegetal e correlativamente a longos processos erosivos (hídricos e eólicos) do solo, tendencialmente anulado o seu potencial de fertilidade quer ao nível de disponibilidade em nutrientes quer no plano da retenção hídrica.

Por exemplo em zonas semi-áridas do Pasquistão, sujeitas a sobre-pastoreio, Brown (1993) refere que a sua produtividade actual atinge valores na ordem dos 15% do valor potencial, o que se explica por uma depleção continuada do recurso *solo*.

Em Portugal, existem autores (e.g. Ramalho, 1986) que consideram que se constata desertificação do Alentejo interior em particular nas regiões de montado onde se tem removido o coberto, na continuidade da iniciativa das "campanhas do trigo". O controlo do coberto vegetal é aliás considerado o aspecto chave da correcção do processo de desertificação, o que actualmente tem implicações agravadas pelo defeito deletério das chuvas ácidas.

É interessante observar que o deserto constitui afinal um outro tipo de *equilíbrio ecológico*, o resultado final de um processo que, uma vez iniciado, pode induzir retro-alimentação positiva

e consequentemente acelerar-se tornando-se irreversível.

Esta problemática é corroborada pela evidência documental relativa à existência de regiões outrora produtivas na Bacia Mediterrânica, que evoluíram nesse sentido (Ribeiro, 1962).

Entre o Regular e o Imprevisível

A Ecologia é actualmente uma disciplina onde cada vez mais coexistem a linguagem verbal e a linguagem matemática, articulando-se mutuamente na tentativa de fornecer uma descrição sintética e operativa da complexidade que caracteriza a dinâmica dos ecossistemas.

Trata-se porventura da continuada herança do modelo epistemológico da mecânica Newtoniana, que, em termos metodológicos, permanece uma referência não ultrapassada.

A observação empírica tem o lugar fundamental de identificar os aspectos, os nexos pertinentes e a sua natureza, bem como fornecer a base estatística para as abordagens quantitativas.

Mas também é verdade que sem modelos matemáticos, pela sua consistência lógica e generatividade, não haveria possibilidade de simular comportamentos, estabelecer zonas de risco e realizar previsões numéricas.

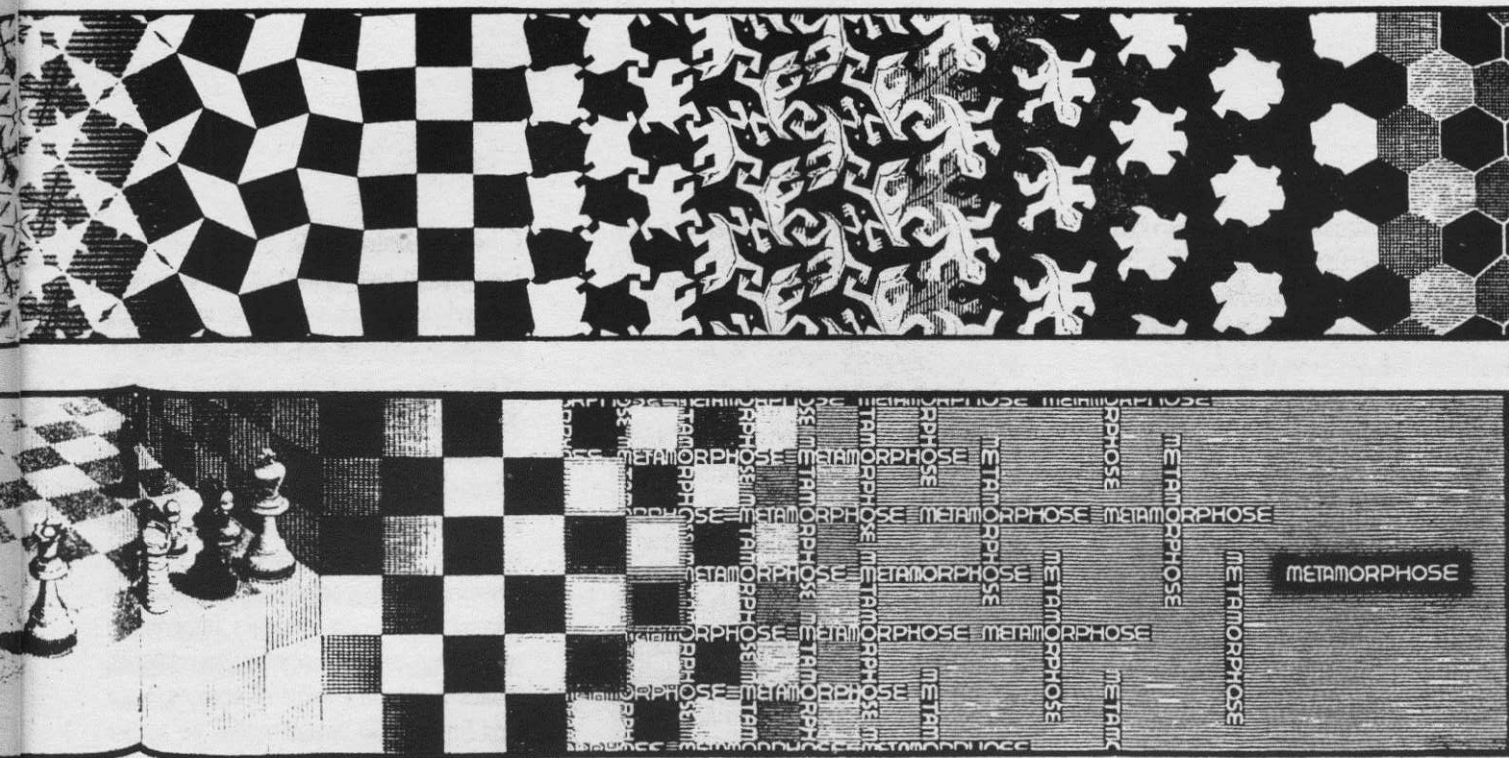
Com efeito a percepção sensível é insuficiente para aferir esta problemática, embora constitua sem dúvida um dos seus eixos; por outro lado a matemática em si mesmo é praticamente sintaxe pura (Thom, 1980, 1991) introduzindo-se o nível semântico apenas a partir do momento em que as variáveis e os parâmetros são relacionáveis com aspectos do real.

Existem vários exemplos de factos observados, contra-intuitivos ou pelo menos inesperados, que no entanto constituem soluções de algum modelo matemático.

Por exemplo a remoção de um predador do topo da cadeia alimentar num parque natural dos EEUU, provocou passados alguns anos uma quebra global, para cerca de metade, da biodiversidade do respectivo ecossistema.

Por outro lado, este é o comportamento gerado (e portanto determinável) por uma gama de modelos predador-presa multiespécies (Hofbauer e Sigmund, 1989). Registe-se entretanto que o predador para lá da imagem superficial de "mau-da-fita", coordenava o equilíbrio da cadeia alimentar, contribuindo decisivamente para uma coexistência mais ampla.

Outro exemplo interessante é o que se refere às florestas tropicais. Durante muito tempo o paradigma vigente estabelecia que seriam ecossistemas muito estáveis, isto é resistentes a perturbações, dado o elevado número de laços entre o seu grande número de espécies. Nos anos setenta o físico Robert May (May, 1974) estudou



M. C. Escher

o problema da estabilidade dinâmica de um modelo matemático constituído por n variáveis e concluiu que, num certo sentido (o do diâmetro do espaço dos parâmetros associado), quanto maior era o número de espécies e respectivas interações menor seria a estabilidade do modelo. Nos programas de exploração das florestas tropicais que ocorreram recentemente, em particular na floresta Amazônica, veio-se a constatar precisamente a fragilidade daqueles ecossistemas (Brown, 1993).

Os dois tipos principais de modelos dinâmicos utilizados designam-se de *equações diferenciais*, quando se supõe uma variação contínua (como no caso exemplificado anteriormente), e *equações com diferenças* se, pelo contrário, a variação é discreta. Ora, em qualquer dos tipos (excepto no caso linear onde existe solução analítica explícita), a regra geral é que, embora se possam frequentemente garantir um certo número de propriedades, entre as quais a existência e unicidade (local) das soluções, não se conhece a técnica para obter a sua explicitação. Resta então a possibilidade de simulá-las computacionalmente.

É aqui precisamente que surgiu, em qualquer daqueles tipos de sistema dinâmico, o conjunto de problemas que foram reunidos sob a designação genérica de *Teoria do Caos*.

O meteorologista Lorenz, utilizando equações diferenciais e o físico R. May equações de diferenças nos anos setenta, verificaram a chamada dupla dependência sensível das soluções (simuladas), quer dos valores utilizados para inicializar o processo, quer dos valores

atribuídos aos parâmetros. Isto é, diferenças ínfimas amplificam-se enormemente no decorrer da computação por forma a que "às tantas" o ruído sobrepõe-se à informação (Ekeland, 1984) e as soluções simuladas não são credíveis. É o designado *efeito borboleta* (Gleick, 1986) consubstanciado na metáfora de que, um bater de asas de uma borboleta em Tóquio provocaria um tufão em Nova Iorque.

Os fenómenos caóticos revolucionaram o problema epistemológico da oposição entre o necessário e o aleatório, na medida em que toda uma gama de fenómenos com comportamento errático puderam ser reconcebidos como provenientes de geradores determinísticos. Por outro lado, e no reverso da medalha, tornaram as classes de modelos com aquela natureza, pervertidas do ponto de vista da sua relação (previsional) com o real.

De facto, nas Ciências da Natureza, e em particular em Ecologia, a avaliação dos parâmetros ocorre sempre por estimação, e é portanto aproximada, pelo que indutora de perturbações que podem distorcer brutalmente os cenários de análise.

Tendo em conta o que foi dito, podemos agora perguntar-nos qual é então o lugar dos modelos matemáticos em Ecologia. Sem procurar ser exaustivo numa questão que permanece em aberto, haverá vários aspectos a considerar. Em primeiro lugar nem todos os modelos dinâmicos são caóticos. Tal problema só surge em equações

instrumento de simulação quantitativa com potencial predictivo.

Em conclusão o(s) modelo(s) deve(m) ser *parcimonioso(s)* (Muller *al*, 1992) o que se opõe à ilusão de procurar articular uma cascata de variáveis relativas aos diferentes níveis de organização do sistema; aliás este aspecto decorre como corolário do paradigma da emergência de propriedades novas em cada nível sistémico. O processo de abstracção, restringindo a variabilidade e heterogeneidade diferenciais com dimensão mínima de três (Schaffer e Kot, 1990), embora ao nível das equações com diferenças aconteça com a mais simples das equações não-lineares (May, 1975); por outro lado, esta questão cinge-se a zonas do espaço dos parâmetros e não ocorre necessariamente em todo o lado (Markus, 1992), podendo acontecer que seja(m) a(s) zona(s) não caótica(s) a(s) pertinente(s) na simulação.

Finalmente, e esta será o aspecto nuclear, um modelo não coincide com a realidade que visa modelizar. Idealmente será, quando muito, tangente ao real numa vizinhança mais ou menos abrangente, e aí terá pertinência na descrição e na explicação dos vínculos causais que possam gerir (localmente) os aspectos típicos dessa realidade.

Assim sendo, não há que ter a pretensão de construir o modelo absoluta e definitivamente formulado para uma situação em estudo, mas apenas um modelo adequado, no triplo sentido de contemplar os aspectos qualitativos e evidentes, de articular logicamente o jogo das variáveis pertinentes e de constituir um

do real, deve estar adequado ao nível de descrição que se pretende simular (Breckling, 1992).

Mas todos estes argumentos positivos não podem esconder uma verdade que tem consequências substanciais. A de que vivemos necessariamente em condições de *informação imperfeita* e consequentemente de que o futuro, embora contenha uma parcela de necessidade, por via da conexão da sucessão espaço-temporal, permanece em última análise imprevisível.

O que talvez possa ser um corolário de um resultado notável do matemático Kurt Godel, que, por volta de 1930, demonstrou a *incompletude* necessária de qualquer sistema axiomático coerente, no sentido de que, em termos de dedução lógica (recorrente), permaneceriam sempre proposições sobre as quais não se conseguiria decidir a respectiva verdade ou falsidade (indecidíveis).

Reencontramos assim o sentido Bergsoniano do tempo, o da invenção e liberdade de criação, mas também a dimensão consciente da nossa ignorância quando incidente sobre as decisões que afectam significativamente o amanhã.

Valor(es) em Economia

As noções de valor em Economia têm oscilado na preponderância de algum dos termos constitutivos designados por *valor de uso* e *valor de troca*.

Historicamente na tradição da escola objectivista preferencia-se o *trabalho humano* como factor de explicação da origem do valor e da medição enquanto que, na esteira da revolução marginalista privilegia-se a noção de *utilidade marginal* e portanto da componente subjectiva no sentido da formação do valor (Cardoso, 1993).

A escola Neoclássica mantém o primado da subjectividade na determinação do valor enquadrando-a num conjunto de axiomas que pressupõem a racionalidade económica dos agentes e a plena informação; neste contexto o comportamento racional visará a maximização da utilidade (ou do bem-estar), ou de alguma função que a expresse.

Colocado o problema nesta forma ressaltam pontos ambíguos que merecem atenção. Em primeiro lugar e ao nível da axiomática, já vimos que a plena informação é uma ilusão, e quando pretendida é uma falsidade, sobretudo

cenários que visem perspectivar o futuro. Quando à racionalidade do(s) agente(s) económico(s), importaria esclarecer qual é o seu horizonte prospectivo. É exclusivamente o do próprio?

O do próprio na sua relação imediata com os outros? Ou na sua relação a prazo? Este problema é central na definição de políticas e na consequente implementação de projectos, relativos ao binário produção/conservação da Natureza.

Um dos instrumentos mais utilizados na tomada de decisões consiste na designada avaliação financeira de um investimento. Neste sentido procura-se perspectivar o fluxo de custos e benefícios, previsível em certos cenários, e totalizá-lo mediante algum dos critérios aparentados, o do valor actual, da taxa interna de rentabilidade ou do equivalente anual. Destes três, no que se segue, vamos apenas centrar-nos no primeiro já que a substância do problema é idêntica para qualquer dos casos.

Instrumentos Ecologicamente Perversos

A análise financeira do investimento, e em particular a determinação do correspondente valor actual, fundamenta-se num modelo de grande tradição, que incorpora em termos finitos ou infinitos um conjunto discretizado de custos e receitas, cuja comensurabilidade pressupõe por um lado, a sua avaliação numa unidade comum de medida (de forma geral, monetária), e por outro, na medida em que o processo é dinâmico, introduz-se uma *taxa de desconto* por forma a reportar os diferentes momentos do fluxo à origem do processo.

A ideia geral é de que um investidor ponderaria as diversas rentabilidades para um montante a investir e escolheria a melhor; um dos termos de comparação seria o da renumeração em depósito bancário.

No entanto, este modelo encerra vícios de forma, com consequências substanciais, sobretudo numa perspectiva ecológica, e que passaremos a sistematizar (Pearce, 1987; Barbier, 1990;

Goodland e Eedec, 1992).

Em primeiro lugar o modelo supõe que seja possível identificar e avaliar, com uma medida comum, o conjunto dos benefícios e custos envolvidos. Ora é questão consensual, entre os economistas de recursos naturais, que existem numerosos aspectos que não são contabilizáveis sobretudo nas questões de índole ambiental porquanto não são objectos de mercado, como sejam a estética de uma paisagem, ou o valor de uma espécie sem (aparente) utilidade actual. Da mesma forma, em qualquer intervenção produtiva, ocorrem inúmeros efeitos colaterais, muitos vezes sob a forma de serviços, e que também não são contabilizados na análise financeira do investimento; por exemplo, o valor do lazer propiciado por um parque natural ou a sua contribuição para a qualidade do ar. No conjunto estas questões são designadas por *intangíveis* e *externalidades*. Refira-se que existe um esforço crescente no sentido de minorar estes aspectos, introduzindo cada vez mais os designados custos ambientais, e internalizando, tanto quanto possível o que é detectável. Não obstante a quantificação será sempre necessariamente incompleta.

Por outro lado, e este para mim é o aspecto chave, o modelo referido introduz uma taxa de desconto, cuja aparência inocente esconde um conceito de preferência temporal pelo curto prazo; com efeito qualquer acontecimento futuro, por muito gravoso que possa ser, mesmo que seja devidamente contabilizado em valor (o que só dificilmente acontecerá) pode tornar-se insignificante quando descontado até ao presente; por exemplo uma "catástrofe ecológica" estimada, a preços constantes, em 1 bilião (10⁹) de dollars, que ocorra daqui a 250 anos, tem o valor actual de \$445 para uma taxa de 6% e de \$42, para uma taxa de 7%. Conforme se pode ver também por este exemplo, desde que o prazo seja suficientemente longo, o cálculo do valor actual depende muito sensivelmente do valor atribuído à taxa de desconto. E esta atribuição é sempre imprecisa.

Refira-se que esta análise pode ser refinada através de correcções monetárias e outros procedimentos que tornam o modelo mais credível, mas a questão de fundo permanece inalterada.

Por estas razões e porque a perspectiva ecológica é tipicamente do longo prazo, a avaliação

financeira (mais ou menos tradicional tem um efeito perverso na valorização dos efeitos ambientais. Palacin (1989) refere que a deterioração progressiva dos recursos naturais territoriais do bosque mediterrânico é consequência directa da lógica económica que tem vigorado.

Refira-se incidentalmente que, no plano da organização das contas nacionais, a metodologia típica dos cálculos ao nível do Produto Nacional (ou Interno) Bruto (PNB, PIB), também não só não contraria, como induz a depleção dos recursos naturais (Goodland e Ledec, 1987; Repetto, 1992).

O Valor Económico Total de Um Recurso Natural

No sentido de refrear estes critérios, os economistas de recursos naturais têm proposto definições que reformulam a noção tradicional de valor económico.

Segundo consta, a ideia de que existe legitimidade económica para considerar outros valores, diferentes do valor do uso, terá sido introduzida por Weisbrod e desenvolvida por Krutilla nos anos sessenta.

De acordo com Krutilla o problema fundamental punha-se nos seguintes termos (Cichetti e White, 1992):

"Dada a irreversibilidade na conversão dos ambientes naturais, não será possível atingir no futuro o nível de bem-estar que seria alcançável caso essa conversão tivesse sido retardada."

Conforme se pode concluir a noção de irreversibilidade constitui o cerne da questão e foi no sentido de procurar valorizá-la que surgiram novos desenvolvimentos.

O conceito de valor de um recurso natural utilizado por Pearce (1989) corresponde à totalização de três componentes, designadamente:

O valor de uso aferido no contexto do mercado vigente.

O valor da opção de poder vir a utilizar o recurso em tempo futuro; note-se que esta componente do valor só não se anula se o recurso for preservado no âmbito de uma economia sustentada.

Finalmente, o valor de existência, independente dos anteriores, que consagra aspectos funcionais, estéticos e éticos, não imediatamente contabilizáveis, como por exemplo, os relativos à biodiversidade e à preservação de habitats.

Em paralelo o mesmo autor desenvolve o conceito de custo de oportunidade social da utilização de um recurso natural. A totalidade dos custos envolvidos abrange:

Os custos directos de extracção, colheita, transporte, etc.

Os custos que o uso actual impõe a futuros utilizadores. É o designado custo de utilização. Trata-se de um custo diferido no tempo. Num desenvolvimento sustentado esta parcela não será significativa, já que o recurso, se renovável, regenera. Já tal não acontece se o recurso é exaurível, ou mesmo sendo renovável, se a taxa da sua utilização é superior à da sua reconstituição. Para um qualquer ano futuro o custo da utilização resulta da comparação entre o custo actual e o custo futuro de um recurso, caso tivesse entretanto sido utilizado; esse resultado deve ser descontado até ao presente e portanto o custo de utilização incorpora uma taxa de desconto.

Finalmente, os custos externos associados com a utilização de um recurso. Trata-se de uma parcela relativa a quaisquer efeitos adversos resultantes, e não contabilizados anteriormente, como por exemplo o do efeito das poluições industriais nas chuvas ácidas e consequente destruição de florestas (ou monumentos).

O custo de oportunidade social corresponde portanto à totalização das três componentes antes referidas.

Conforme se pode verificar, qualquer dos conceitos referidos introduz uma perspectiva abrangente que define um quadro de apreciação capaz de questionar a avaliação tradicional de um investimento, associado a uma qualquer intervenção humana no mosaico ecológico. Em particular a consagração de um valor de existência distinto dos restantes, associado por exemplo à singularidade de uma paisagem, ou a uma espécie em extinção, permite alterar

substancialmente a valorização global de um recurso natural, e, correlativamente o juízo de valor sobre a justeza de uma intervenção.

As condições de incerteza que derivam da insuficiência da informação originaram algum refinamento dos conceitos anteriores. Por exemplo o "quase valor de opção de eventualmente vir a utilizar recursos em tempo futuro, sabendo que hoje não têm utilidade mas que talvez possam vir a tê-la (Fisher e Hanemann, 1990).

Por outro lado e retomando o paradigma da maximização da utilidade refira-se que a perspectiva implicitamente egoísta que fica associada ao comportamento do agente não tem necessariamente esse horizonte restrito. Pearce refere que "... em termos da ideia de que os indivíduos maximizam a utilidade, ou o bem-estar, o que se pode dizer é que o altruísmo dá utilidade ao doador, e que a utilidade do dador depende da utilidade de outras pessoas, ou outros seres."

Conclusão

Conforme se procurou demonstrar, a tomada de consciência dos riscos e incertezas ambientais, suportada na garantia de que a informação disponível nunca será perfeita, teve consequências na reformulação de conceitos de valor e a correspondente implementação terá efeitos na redefinição de políticas com incidência ambiental.

Obviamente permanecem problemas. Um deles diz respeito às (difíceis) técnicas de medição das componentes (não tradicionais) do valor total. Outro refere-se ao deficiente enquadramento jurídico das novas perspectivas e à sua compatibilidade com a viabilização económica das respectivas repercussões.

Embora seja difícil propôr medidas genéricas que sejam simultaneamente credíveis e operacionais para balizar a problemática da valorização dos recursos deixam-se três critérios que podem ajudar.

Ao nível da teoria da informação e mais concretamente utilizando a função de Shannon-Weaver (Thornton, 1992) conclui-se que existindo n componentes num determinado

contexto, a *máxima diversidade* associável ao conjunto, acontece quando todas participam em partes iguais.

No plano dos comportamentos dinâmicos a Lei de Lotka (Rosnay, 1975) estabelece que em condições bastante gerais a *máxima* potência de um processo ocorre associada a rendimentos médios de transformação.

Finalmente e perante a dificuldade de contabilizar adequadamente as componentes de valor de opção e de existência (e eventualmente outras ainda por identificar) propõe-se que perante intervenções que modifiquem a paisagem ecológica, se equacione o custo de reconstituição da situação de referência. Um recurso singular cuja delapidação determine a sua irreproductibilidade absoluta terá um custo infinito de reposição; algo com regeneração espontânea e imediata terá um custo nulo; pelo meio é possível calibrar todo um continuum de cambiantes. O nível da intervenção deve ser inversamente proporcional ao custo estimado; um custo infinito determina consequentemente uma restrição absoluta de não intervenção.

Uma estratégia de desenvolvimento sustentado é a única capaz de viabilizar o contrato intergeracional subjacente à concepção de que as gerações vindouras têm o direito a conviverem num ambiente preservado.

Este critério tem sido aliás, entre nós, proposto repetidamente em vários contextos onde sobressai o florestal (Alves, 1984; Gomes, 1985; Oliveira e Alves, 1986).

A questão, em última análise é de ordem ética. Só neste nível é que a *perspectiva do bem* comum é irrevogável. A partir do momento em que as gerações são absolutamente responsáveis pela sua descendência é indeclinável, por uma questão de justiça, que no horizonte que baliza as decisões, intervenham as condições de viabilidade de um ambiente futuro minimamente preservado.

Não se pensa no entanto que esta perspectiva radica numa atitude inocente. A justiça, juntamente com a Prudência, a Temperança e a Coragem, constituem as virtudes cardeais do quadrado mediterrânico que orientaria a acção dos homens no sentido da felicidade (Ricoeur, 1991). Poderá haver melhor horizonte?

Bibliografia

- Alves, A.A.M. - 1982. *Técnicas de Produção Florestal* I.N.I.A. Lisboa
- Barbier, E.B. - 1990. Economics for Sustainable Production, pp. 389-405 in *Agroforestry for Sustainable Production. Economic Implications*. (ed. by R.T. Reinsley). Commonwealth Science Council. London.
- Barbour, M.G.; Burk, J.H.; Pitts, W.D. - 1987. *Terrestrial Plant Ecology* (2.edition). The Benjamin/Cummings Publishing Company, Inc. Menlo Park, California.
- Breckling, B. - 1992. Uniqueness of ecosystems versus generalizability and predictability in ecology. *Ecological Modelling* 63: 13-27. Elsevier Science Publishers. Amsterdam.
- Brown, L.R. - 1993. *State of the World 1993: a Worldwatch Institute Report on Progress Toward a Sustainable Society*. W.W. Norton & Company. New York.
- Busino, G. - 1992. Nature et Artifice dans les Sciences Sociales. *Éthique et Nature*. Éditions Labor et Fides. Genève.
- Casquilho, J. - 1990. A problemática do valor dos recursos num contexto de impacto florestal. pp. H53-H60 in *Actas da 2. Conferência Nacional Sobre a Qualidade do Ambiente* vol.2 Universidade Nova de Lisboa
- Cardoso, J. - 1993. Valor e Valores na Ciência Económica, Ciência, Tecnologia e Sociedades nº 19/20 Lisboa.
- Cicchetti, C.; Wilde, L. - 1992. Uniqueness, Irreversibility, and the Theory of Nonuse Values. *American Journal of Agricultural Economics*. Dec. (1992): 1121-1125.
- Collier, B.D.; Cox, G.W.; Johnson, A. W.; Miller, P.C. - 1974. *Dynamic Ecology*. Prentice/Hall International, Inc. London.
- Cruz, C.S. - 1986. Algumas considerações sobre a vegetação natural potencial. pp. 230-238 in *Actas do I Congresso Florestal Nacional*. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa.
- Fisher, A.C.; Hanemann, W.M. - 1990. Option value: theory and measurement. *European Research Agri. Ecológ.* 17 (1990) 167-180.
- Gleick, J.G. - 1987. *Caos: a construção de uma nova ciência* (trad. port., 1989). Gradiva. Lisboa
- Gomes, A.M.A. - 1985. *Uma alternativa Sectorial*. Publicações Ciência e Vida. Lisboa.
- Goodland, R.; Ledec, G. - 1987. Neoclassical Economics and Principles of Sustainable Development. *Ecological Modelling* 38: pp 19-46. Elsevier Science Publishers. Amsterdam.
- Grimm, V.; Schmidt, E.; Wissel, C. - 1992. On the application of stability concepts in ecology. *Ecological Modelling* 63: 143-161. Elsevier Science Publisher. Amsterdam.
- Hare, F.K. - 1977. Climate and Desertification. pp. 63-169 in *Desertification: its causes and consequences*. (ed. by S.U.N.C.D., Nairobi). Pergamon Press.
- Hofbauer, J.; Sigmund, K. - 1989. On the stabilizing effect of predators and competitors on ecological communities. *Journal of Mathematical Biology*. Springer-Verlag.
- Markus, M. - 1992. Are one dimensional maps of any use in ecology? *Ecological Modelling* 63: 319-324. Elsevier Publishers. Amsterdam.
- May, R.M. - 1974. *Stability and Complexity in Model Ecosystems*. Princeton. New Jersey.
- May, R.M. - 1976. Simple mathematical models with very complicated dynamics. *Nature* vol. 261, 10 459-467.
- Muller, F.; Windhorst, W.; Jorgensen, S.E. - 1992. Recent problems in ecosystem theory - conclusions of the workshop. *Ecological Modelling* 63: 325-331. Elsevier Science Publishers. Amsterdam.

Odum, E.P. - 1971. *Fundamentals of Ecology* (3.ed.) Saunders College Publishing. Philadelphia.

Oliveira, A.C.O.; Alves, A.M.M. - 1986. Conceitos e estratégias para uma silvicultura estável. in *Actas do I Congresso Florestal Nacional*. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa.

Palacin, P.C. - 1989. Economía de los Recursos Naturales: un análisis aplicado al bosque mediterráneo del oeste y suroeste español. *Información Comercial Española*, 665: pp. 123-131. Madrid.

Pearce, D. - 1987. Foundations of an Ecological Economics. *Ecological Modelling* 38: pp. 9-18. Elsevier Science Publishers. Amsterdam.

Pearce, D. W. - 1989. Economic incentives and renewable natural resources management: theoretical context and preview of the issues. in *Renewable Natural Resources - economic incentives for improved management*. OCDE. Paris.

Pearce, D.; Turner, R. - 1990. Economics of Natural Resources and the Environment. Harvester Wheatsheas. New York.

Ramalho, J. - 1986. O arranque do montado e o avanço da desertificação do Alentejo. in *Actas do I Congresso Florestal Nacional*. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa

Rego, F. - 1991. O fogo na dinâmica dos Ecossistemas Mediterrânicos. *Actas do I Simpósio Ibérico sobre Ambiente* UTAD. Vila Real.

Repetto, R. - 1992. Accounting for Environmental Assets. *Scientific American*: June, 1992.

Ribeiro, O. - 1962. *Mediterrâneo: ambiente e tradição*. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa.

Ricoeur, P. - 1991. Le Juste entre le Légal et le Bon. *Esprit*. Sept. 1991 pp. 5-21.

Rosnay, J. - 1975. *Le Macroscopie. Vers une vision globale*. Éditions du Seuil. Paris.

Schaffer, W.M.; Kot, M. - 1986. Chaos in ecological systems: the coals that Newcastle forgot. - *Trends in Ecology and Evolution* 1: 58-63.

Thom, R. - 1980. *Modèles mathématiques de la morphogénèse*. C. Bourgois ed. Paris.

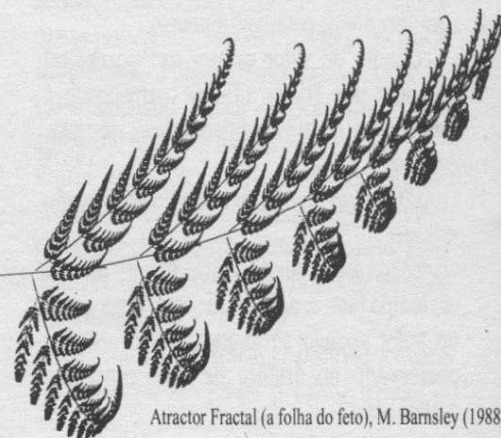
Thom, R. - 1991. *Predire n'est pas expliquer*. Editions Eshel. Paris.

Thornton, C.J. - 1992. *Techniques in Computational Learning: an Introduction*. Chapman Hall Computing. London.

Wissel, C. - 1992. Modelling the mosaic cycle of a Middle European beech forest. *Ecological Modelling* 63: 29-43. Elsevier

Curriculum Vitae

José Caquilho é Engenheiro Silvicultor e Mestre em Produção Florestal pelo Instituto Superior de Agronomia. Prepara o doutoramento na área de Ecologia Matemática. É assistente de disciplinas de Matemática e Estatística no ISA. Ocasionalmente tem coordenado estudos de impacto ambiental de florestação com eucalipto. Tem várias bibliografias publicadas sobre o assunto.



Atractor Fractal (a folha do feto), M. Barnsley (1988)