



Nome do autor: Diego Freitas Rodrigues

Filiação Institucional: Núcleo de Pós Graduação em Ciências Sociais da Faculdade Integrada Tiradentes. Pesquisador do Instituto de Tecnologia e Pesquisa (ITP).

Qualificação acadêmica: Doutor em Ciência Política pela Universidade Federal de São Carlos

Telefone: (82) 8119-3539

E-mail: diegofreitas@gmail.com

Minicurrículo: Doutor em Ciência Política pela Universidade Federal de São Carlos. Professor Titular I do Núcleo de Pós Graduação em Ciências Sociais da Faculdade Integrada Tiradentes, Maceió, Alagoas, Brasil. Pesquisador do Instituto de Tecnologia e Pesquisa-(ITP), Aracajú – Sergipe. Brasil.

Áreas de interesse: Políticas Públicas Ambientais; Implementação de Mecanismos de Compensação Ambiental; Regimes Ambientais Internacionais; Política Ambiental Comparada.

“Agenda Setting e Formulação de Políticas Ambientais: *accountability*, mecanismos de valoração e desempenho ambiental no Brasil”

Resumo

A política ambiental pode ser mais ou menos representativa no seu processo decisório, especialmente por seu caráter institucionalmente compartilhado. O Brasil é visto como um país avançado no tocante a sua legislação ambiental, entretanto, sua implementação e fiscalização é pouco eficaz, muito devido ao perfil institucional contraditório envolvendo os atores políticos responsáveis pela política ambiental. Portanto, é razoável perguntar: qual a importância da política ambiental no Brasil? O objetivo do artigo é analisar a trajetória de desenvolvimento institucional da política ambiental e o investimento público em meio ambiente no Brasil. Buscou-se identificar como o modelo de concertação adotado estimulou, de forma contraditória, uma valoração política ao mesmo tempo inclusiva e pouco integrada no processo decisório da política ambiental.

Palavras – Chave: Política Ambiental Brasileira; Processo Decisório; Valoração Ambiental; Desenvolvimento Sustentável.

Abstract

Environmental policy can be more or less representative in the decision making process, especially by institutionally shared character. Brazil is seen as an advanced country in terms of its environmental legislation, however, its implementation and enforcement is ineffective, largely due to the contradictory institutional profile involving political actors responsible for the environmental policy. Therefore, it is reasonable to ask: what is the importance of environmental policy in Brazil? The aim of this paper is to analyze the trajectory of institutional development of environmental policy and public investment in the environment in Brazil. We sought to identify how the model of consultation adopted stimulated, in a contradictory way, a policy valuation at the same time inclusive and poorly integrated in the decision making process of the environmental policy.

Key – Words: Brazilian Environmental Policy; Decision Making; Environmental Valuation; Sustainable Development.

Introdução

O Brasil é visto como um país avançado no tocante a sua legislação ambiental, entretanto, sua implementação e fiscalização é pouco eficaz, o que resulta em estimativas de gestão de políticas ambientais mais baixas, aquém do potencial brasileiro. O objetivo deste artigo foi possibilitar resposta a uma pergunta: no Brasil, meio ambiente importa, politicamente? Para tanto, buscou-se responder a essa pergunta relativa à importância política do meio ambiente contemplando, a partir da revisão da literatura especializada em Ciência Política e Políticas Públicas, três importantes aspectos aqui analisados de forma interdependente: (1) a análise do processo de *agenda-setting* quanto à questão ambiental, (2) análise institucional sobre formulação e implementação de políticas ambientais, (3) o *trade-off* entre decisividade e responsividade nas instituições e políticas ambientais.

De forma sequencial, buscou-se analisar a trajetória de desenvolvimento institucional da política ambiental brasileira, no qual identificou-se os principais atores envolvidos com a formulação e implementação da política ambiental brasileira e realizou-se um panorama das estimativas políticas de sustentabilidade ambiental, dispostas por meio da mensuração de dados quantitativos relativos ao investimento público em meio ambiente no Brasil.

Quando a questão ambiental ganhou importância na agenda governamental?

De acordo com Kingdon (2003, p. 03), um tema passa a fazer parte da agenda governamental quando desperta a atenção e o interesse dos formuladores de políticas. De acordo com o autor: *“the agenda, as conceived of it, is the list of subjects or problems to which governmental officials, and people outside of government closely associated with those officials, are paying some serious attention at any given time”*.

Philippe Le Prestre (2000) considera que as questões ambientais sofrem maior dificuldade de inserção na agenda política do que outras questões. Segundo o cientista político canadense, as causas podem ser identificadas por meio de cinco fatores:

(1) Não se pode em geral identificar o instante preciso das decisões, ou seja, o

momento exato em que uma decisão-chave foi tomada para resolver o problema político;

(2) A política pública é uma sequência de atividades variadas de numerosos atores que têm perspectivas, interesses e recursos diferentes;

(3) Os problemas ambientais e suas soluções têm consequências em longo prazo dificilmente previsíveis;

(4) Numerosos problemas ambientais são resolvidos em situações conflitivas que, muitas vezes, ficam longo tempo em suspenso;

(5) Os problemas se evidenciam quando os indivíduos tomam consciência deles, dependendo das inquietações humanas, mais ou menos ligadas à integridade ou saúde dos ecossistemas.

É importante reconhecer que os problemas ambientais são incorporados no processo político, primeiramente, como uma questão científica e para que ela se torne, então, uma questão especialmente política, precisa ser traduzida em algo politicamente tratável (HANNIGAN, 1995). De acordo com Lezama (2004), os problemas ambientais não emergem publicamente, nem tampouco são absorvidos no processo político em função da ameaça real que representam, mas antes em razão da sua gravidade política. Assim como Hannigan (2005), Lezama (2004) considera que há a necessidade de “tradução” dos problemas ambientais.

Mas a “tradução” política – ou ausência dela – pode incorrer na distorção das prioridades políticas em torno do problema ambiental. E, mesmo quanto a essa “tradução”, a mesma pode estimular ou até criar agendas conflitantes entre os atores políticos. E mais: a ausência de uma abordagem adequada pode resultar que a complexidade ambiental termine por acarretar a estagnação do processo decisório, afetando, desta forma, todo o ciclo das políticas ambientais (RODRIGUES & STEINER, 2012).

De acordo com Kingdon (2003), *problemas e questões (conditions)* devem ser diferenciados. Fundamentalmente, essa diferenciação resulta de que uma *questão* seria uma situação social claramente percebida sem, todavia, incorrer em medidas políticas, ao contrário do *problema* que demandaria – pela percepção dos *policy makers* – a necessidade de alguma ação política. Para uma mudança na agenda governamental, existiriam dois momentos principais: mudança de governo e mudança de competência sobre uma questão (KINGDOM, 2003). Embora não seja direcionada à mudança de competência na área de gestão pública ambiental, é aplicável para explicar alterações de

agenda em matéria de meio ambiente – especialmente as atribuições de gestão em torno de políticas ambientais de caráter mais transversal.

De acordo com Le Prestre (2000), existiriam três formas de inserção dos problemas ambientais na agenda governamental e, conseqüentemente, na formulação de políticas ambientais – muitas vezes de forma concomitante umas às outras. A primeira teria relação direta com a força política dos regimes ambientais internacionais que terminariam por influenciar o processo de absorção de determinado tema da agenda ambiental internacional na agenda governamental nacional. Quanto à segunda forma de inserção, dado que a agenda política é mais suscetível de uma mobilização governamental endógena, a burocracia especializada identificaria o problema ambiental e proporia soluções políticas. E quanto à terceira forma de inserção, a agenda política seria, essencialmente, resultado de ações políticas empreendidas por indivíduos e/ou grupos de interesse que se beneficiariam de um acesso político privilegiado.

Uma dificuldade, entretanto, pode ser encontrada em todas as três formas de inserção de problemas ambientais na agenda política: a “transferência”. Por “transferência” me refiro ao deslocamento político de problemas ambientais para outras épocas ou outros grupos de tomada de decisão. Dadas as condições e dificuldades operacionais de inserção de problemas ambientais na agenda política e, desta forma, na formulação e implementação de políticas ambientais, como desenhar instituições políticas que incorporem problemas ambientais e que os processem de forma eficiente, evitando processos de “transferência”? A resposta, acredito, é fundamentalmente institucional.

O jogo político é processado em torno das condições institucionais que seriam responsáveis pela formulação e implementação de uma política ambiental. Tais condições institucionais podem ser mais ou menos *representativas*, neste processo político ambiental, especialmente porque a política ambiental é um produto *compartilhado* (MOURA & JATOBÁ, 2009).

A incorporação de atores políticos, em torno de uma política que se caracteriza por densidade e amplitude como as relativas aos regimes ambientais internacionais, desde sua incorporação doméstica e elaboração como política pública e também na sua implementação, mais ou menos intensa em um quadro de metas governamentais, incentiva maior compromisso e redução de resistência inicial facilitando o processo de governabilidade democrática como uma condição necessária para que a implementação de políticas tenham maior êxito.

A maior representatividade no processo político ambiental produziria, em tese, um dilema: maior responsividade – maior inclusividade e representatividade institucional em matéria de meio ambiente - resulta na perda de decisividade – aumento de imobilismo institucional? No próximo tópico, o resultado da maior representatividade institucional em torno da política ambiental foi analisado através da incorporação e revisão de literatura especializada de Ciência Política, em dois tipos de cenários com maior representatividade: (1) imobilismo institucional e paralisia decisória ou (2) maior inclusividade e governabilidade democrática.

Processo Político Ambiental e *Accountability* no Jogo Democrático: como instituições importam para a política ambiental?

O desenho institucional tem influência na articulação e na constituição de interesses, bem como na formulação das preferências dos atores, influenciando nos resultados específicos das políticas (GOODIN, 1998). No caso da política ambiental, o desenho institucional pode limitar ou delimitar o espaço de influência de grupos de interesse num cenário de formulação de políticas que afetem direta ou indiretamente a qualidade ambiental, observando, desta forma, que as condições institucionais afetam, por um lado, o grau de pressão de um agente sobre as políticas, bem como a direção provável da política adotada.

Tanto o processo de formulação quanto a implementação das políticas exerce um acentuado impacto na qualidade das políticas ambientais, especialmente considerando-se a capacidade política de se proporcionar ambientes institucionais fundamentalmente estáveis, nos quais se possa esperar dessa estabilidade a possibilidade de modificações (quando necessárias) e, ainda mais, na alta capacidade decisória na implementação de políticas ambientais, assegurando um caráter de interesse institucionalmente horizontal na matéria. De acordo com van Meter & van Horn (2007), frequentemente o êxito da implementação de uma política requer mecanismos e procedimentos institucionais que permitam aos *decision-makers* incrementar a probabilidade de que os atores responsáveis pela implementação de uma política atuem de acordo com as normas bem como com os objetivos da política em questão.

Le Prestre (2000) considera que escolher uma maior representatividade, no processo político ambiental, incorreria em duas consequências: (1) ampliar o processo é

necessário não somente devido à maior democratização do processo, mas também devido à maior capacidade de assegurar elementos apropriados, minimizando, desta forma, “surpresas desagradáveis”; (2) um risco político, uma vez que é a ampliação dos riscos de *retardo* e *confusão*, especialmente devido às rivalidades interorganizacionais que podem transformar a resolução de um problema ambiental na resolução de problema jurisdicional, ou seja, um cenário de paralisia decisória. Contudo, para van Meter & van Horn (2007), as atividades institucionais que se caracterizam por maior compartilhamento parecem facilitar o processo de implementação de políticas públicas.

A política ambiental se caracteriza pelo acentuado caráter transversal de suas medidas – o que requer medidas que incluam, em geral, os mesmos atores ao longo do ciclo de formulação e implementação da política ambiental para a maior eficácia dessa política pública. A gestão pública dos recursos naturais (bióticos e abióticos, renováveis e não renováveis) se caracteriza pela transversalidade política – no sentido da inclusão de diversas instituições envolvidas na “formatação” de “agendas ambientais” próprias que, contudo, terminam por afetar – do ponto de vista da qualidade ambiental - umas às outras, resultado da baixa coordenação política entre os setores governamentais (RODRIGUES, 2011; MOURA & JATOBÁ, 2009; MAY, 1995).

Muito mais do que um regime, a democracia é um sistema de interações políticas. Segundo Moisés (2010, p.10), no jogo democrático, é possível destacar duas importantes funções políticas complementares: (1) distribuição de poder e (2) participação política. O primeiro aspecto, relativo à *distribuição de poder* na tomada de decisão, tem forte relação com o desempenho de políticas ambientais e seus resultados do ponto de vista da qualidade ambiental. E o segundo aspecto, a *participação política*, permite grau maior de responsividade e transparência nas políticas. Os dois aspectos, distribuição de poder e participação política, levam a um aparente *trade-off*: o Estado deve ser *decisivo* ou *responsivo* quanto às políticas envolvendo o meio ambiente?

Aparentemente as políticas ambientais sofrem de um *trade-off*: dada maior responsividade – maior inclusividade e representatividade institucional em matéria de meio ambiente – implicaria na perda de decisividade – aumento de imobilismo institucional (BRINKERHOFF, 1996). As democracias não se movem a grandes saltos, senão quase sempre mudam suas políticas através de ajustes incrementais e caminhos sinuosos: é necessário, portanto, ampliar o processo decisório e assegurar a representação de todos os elementos pertinentes para uma política ambiental mais responsiva (RODRIGUES & STEINER, 2012).

A *accountability* – que só pode ocorrer pela fragmentação do poder - poderia se dividir, essencialmente, em manifestações institucionais de característica (1) horizontal, em que ocorre controle exercido mutuamente entre os poderes institucionalizados, a separação dos poderes, por exemplo, e (2) vertical, caracterizando-se pela coadunação em torno da prestação de contas e, conseqüentemente, a sujeição ao exame e veredicto popular por meio das eleições, gerando, ou não, nova delegação de competência decisória (BOVENS, 2007). Cox e McCubbins (1997) consideram a *accountability* horizontal como diretamente vinculada à qualidade da *accountability* vertical. O pressuposto que tomam é o de que o problema da delegação é o eixo central ao debate em torno da *accountability*. O *princípio* da *accountability* (responsabilização) implica no *trade off* entre responsividade e decisividade – quanto à qualidade democrática – e remete à literatura de governabilidade (O'DONNELL, 1991; PRZEWORSKI, 1991; COUTINHO, 2008; TSEBELIS, 2009).

Duas abordagens, na literatura de Ciência Política, podem ser distinguidas: a primeira aponta que a quantidade de atores com poder de veto (relativa à maior inclusividade) influi numa governabilidade menos estável (TSEBELIS, 2009), enquanto outra vertente identifica que a maior inclusividade outorga maior governabilidade e estabilidade política a um regime democrático (COUTINHO, 2008).

Quanto mais pontos de veto (atores políticos participando diretamente na formulação de uma política) maior a chance de paralisia decisória. É um quadro de análise que pode separar eficácia política de inclusividade, já que um cenário de dispersão de poder, embora possa se caracterizar por uma maior inclusividade na tomada de decisão, perde, em contrapartida, em eficiência.

Aplicado à gestão política ambiental, o princípio analítico de que a dispersão de poder produz ineficiência política produziria um “paradoxo da participação” na formulação e implementação das políticas públicas ambientais. Quanto mais atores diretamente envolvidos no processo decisório das políticas públicas ambientais maiores seriam as chances de:

(1) imobilismo institucional e paralisia decisória: a absorção da questão ambiental através de *outras* políticas, mais orientadas em torno do crescimento e desenvolvimento econômico *stricto sensu*, resultaria em uma ineficiência, tanto do ponto de vista da qualidade ambiental quanto da estrutura administrativa, já que a absorção e dispersão da política ambiental incorrem em uma teia de complexidade e inconsistência político-institucional com os objetivos da política ambiental;

(2) redução qualitativa do desempenho político ambiental (em decorrência do imobilismo). Ao mesmo tempo, entretanto, em que a maior *accountability* no ciclo de políticas públicas confere maior legitimidade ao processo com resolutividade, em contrapartida essa maior abertura político-institucional encerra perda da decisividade do processo e baixo desempenho ambiental.

Mas a inversão desse pressuposto, do ponto de vista analítico, é possível: quanto mais atores diretamente envolvidos no processo decisório de políticas públicas ambientais maiores seriam as tendências de:

(1) inclusividade e governabilidade, visto que a partilha de poder e a maior participação de atores sociais e políticos permitiriam maior qualidade e representatividade democrática no processo decisório envolvendo as questões ambientais, resultando na criação de instituições mais responsivas à qualidade ambiental e ao jogo democrático mais consensual;

(2) aumento qualitativo do desempenho de uma política ambiental, devido à maior *accountability*.

Com maior inclusividade democrática no processo político ambiental e instituições políticas mais responsivas ao meio ambiente pelo equilíbrio institucional entre demandas de crescimento econômico e conservação ambiental, eleva-se o desempenho político ambiental. Acompanho, então, as observações de Coutinho (2008) sobre inclusividade e governabilidade transpostas, evidentemente, para o quadro analítico relativo à política ambiental brasileira: maior inclusividade política no processo decisório das políticas públicas ambientais resulta em maior responsividade democrática à qualidade ambiental, ou seja, maior desempenho político ambiental.

De acordo com Giovannini (1997, p. 108): “*o ambiente necessita de democracia e das instituições, uma vez que sua proteção necessita de intervenções orgânicas, competências coordenadas, (...) consenso ativo.*” Para Corrales (2007), a natureza multidisciplinar, transetorial, inter-relacional, multicausal e de alcance imprevisível dos problemas ambientais demanda uma gestão de políticas ambientais que seja estratégica e também seletiva em suas diversas matérias; consensual nos diferentes níveis de governo e com a sociedade civil, flexível em seu desenvolvimento e, antes de qualquer coisa, integrada com outras políticas públicas em matéria de saúde, energia, indústria, comércio, agricultura, transporte, desenvolvimento urbano e turístico.

Ainda que ocorra uma elevação dos custos de transação do processo político, envolvendo o meio ambiente, por ter a matéria ambiental um caráter transversal e

transetorial, o risco de uma “captura política” é diminuído diante da finalidade coletiva de um desenho institucional mais *poliárquico*, especialmente se construídas redes institucionais entre essas políticas. Mais: como já ressaltado, maior compartilhamento institucional fomenta maior eficácia na implementação de políticas públicas (van METER & van HORN, 2007). Dado o caráter multisetorial que implica a política ambiental, que organizações, portanto, devem estar envolvidas no processo decisório das políticas públicas ambientais?

A pertinência da pergunta repousa num aparente dilema comum aos *policy makers* de países democráticos com taxas elevadas de crescimento econômico: (1) escolher entre complicar o processo decisório e assegurar, portanto, a representação de todos os elementos pertinentes (atores e instituições políticas), dando maior caráter de *accountability* ao processo político em torno de uma gestão pública sobre os recursos naturais (como, por exemplo, existência de um Ministério do Meio Ambiente e autarquias ambientais ou existência de conselhos nacionais de desenvolvimento sustentável), ou (2) maior centralização na tomada de decisão, assegurando maior decisividade ao processo.

Diante desse quadro, em que medida a agenda ambiental ganhou maior consistência no Brasil? O Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA) foi criado por meio da Lei Nº 6.938 de 31 de Agosto de 1981 (Lei da Política Nacional de Meio Ambiente), que tanto instituiu a estrutura institucional, de densa sobreposição de atores políticos-institucionais, - quanto definiu os principais instrumentos - mais de regulação política do que de mecanismos de mercado - da política ambiental brasileira. Historicamente, um pouco mais adiante, de acordo com Leila da Costa Ferreira (1998), dois princípios podem ser identificados na Constituição Federal de 1988 quanto à proteção ambiental no Brasil: (i) todos teriam direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado e: (ii) o poder público e a coletividade têm o dever de preservar e proteger o meio ambiente. De que forma, então, estes princípios foram operacionalizados no Brasil?

Trajetória Institucional e Mecanismos de Valoração Ambiental no Brasil

No Brasil, a política ambiental, é importante frisar, ainda que se caracterize por centralização organizacional formal, por meio de um Ministério do Meio Ambiente e

um Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), sua matéria (meio ambiente) é de domínio político e administrativo transversal (com outros Ministérios envolvidos diretamente em políticas que afetam o meio ambiente), embora pouco integrada. Muito deste cenário se deve não apenas a uma incorporação tardia da questão ambiental como política pública, mas também a incorporação tardia da institucionalização política ambiental (integral e transversal ao mesmo tempo).

A maior consistência da agenda ambiental governamental brasileira surge, especialmente, ao início da década de 1980 com a criação do Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA), ainda que possamos remontar a “origem” institucional (em medida de importância) da política ambiental ao ano de 1934 com o Decreto nº 23.793 que aprovou o Código Florestal brasileiro. O Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA), formado por meio da Lei Nº 6938 de 31 de Agosto de 1981 (a Lei da Política Nacional de Meio Ambiente), configurou a estrutura institucional e também definiu os principais instrumentos operacionais da política ambiental brasileira. O SISNAMA abrange, em nível do governo federal brasileiro, as entidades responsáveis pela formulação, implementação, controle e avaliação das políticas relativas à proteção e melhoria da qualidade ambiental, como é possível observar na Tabela 1.

Tabela 1. Responsabilidades Institucionais sobre Meio Ambiente no Brasil – nível federal

Nível Federal	
Formulação de Políticas	Ministério do Meio Ambiente
Participação Pública	CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente)
Implementação de Políticas	Agências: IBAMA, ICMBio
Área Legal	Procuradoria Geral da República e Ministério Público Federal

Fonte: elaborado pelo autor

A trajetória política ambiental brasileira ilustra bem o desenvolvimento institucional disperso e subordinado – a outros temas - da matéria ambiental. Embora existisse antes como uma Secretaria do Meio Ambiente da Presidência da República – criada através da Medida Provisória nº 150 e regulamentada pelo Decreto nº 99.180 - com *status* operacional de Ministério, a matéria ambiental incorporou-se ao tecido

institucional e político brasileiro de maneira lenta, acompanhando a emergência – também lenta - da questão ambiental no cenário internacional, como observam Le Prestre (2000), Corrales (2007) e Dominguez (2010).

Criado em 1985 como o Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente – por meio do Decreto nº 91.145, o Ministério do Meio Ambiente é o órgão central – tanto na formulação quanto na implementação da política ambiental no Brasil.¹

Cabe ao MMA tanto a responsabilidade quanto o desenvolvimento de estratégias e mecanismos imbuídos na busca por melhorias na qualidade ambiental e uso sustentável dos bens e serviços ecossistêmicos. Outra de suas atribuições – e extremamente importante – é a criação – através de parcerias com agências de financiamento – e promoção de medidas políticas para financiamento de práticas econômicas sustentáveis (RODRIGUES, 2011).

Do ponto de vista institucional, o CONAMA reflete a característica transversal e, em tese, integrada, da política ambiental, incluindo representantes de todos os Ministérios e unidades federativas, agências federais e secretarias, representantes do setor privado e da sociedade civil, possuindo em sua configuração normativa um mandato para definir normas e padrões ambientais nacionais.

Institucionalmente inclusivo (em 2002 seu número total de membros foi ampliado de 73 para 109), o CONAMA reforça, em virtude de sua configuração institucional, um cenário de imobilismo institucional e mesmo paralisia decisória, muito devido à dificuldade política na criação de consenso e, especialmente, a dificuldade operacional de lidar politicamente com “matérias exclusivamente ambientais”. Entretanto, ainda que exista esse reforço, muito se deve à baixa valorização da política ambiental e na pouco reforçada integração e transversalidade da política ambiental.

Embora exista realmente uma maior visibilidade e atenção pública às questões ambientais, a consistência - do ponto de vista dos resultados de melhores indicadores em qualidade ambiental - de uma gestão pública ambiental é rarefeita ou, de forma otimista, incipiente, em virtude, especialmente, da baixa coordenação institucional e, conseqüentemente, da capacidade política de formular uma rede de políticas que não apenas reparem danos ambientais (através de mecanismos de Comando & Controle – C&C), mas também que valorizem os ativos ambientais (através de Instrumentos Econômicos - IE).

¹ A institucionalização da política ambiental brasileira inicia-se, de forma inicialmente marginal, com a criação da Secretaria Especial do Meio Ambiente (SEMA) através do Decreto nº 73030, vinculando a SEMA ao Ministério do Interior, caracterizando as políticas ambientais do período por um nível elevado de descentralização e elevado viés regulatório das políticas ambientais – ainda que incipientes – de mecanismos de comando e controle.

A política pública ambiental é, antes de tudo, o que o Estado faz ou deixa de fazer em alguma matéria em relação ao meio ambiente. Segundo Seroa da Mota (2006, p.10) a política pública ambiental: “*é uma ação governamental que intervém na esfera econômica para atingir objetivos que os agentes econômicos não conseguem obter atuando livremente*”. Neste sentido, a política ambiental é uma forma de intervenção do Estado cujo objetivo é a redução ou eliminação das externalidades ambientais negativas oriundas das atividades dos agentes econômicos. Para Lustosa, Cánepa & Young (2010), a política ambiental, do ponto de vista de sua trajetória, possui três fases que podem ser dispostas desde o final do século XIX e estendendo-se até os dias atuais.

A primeira fase se caracterizaria pela clássica intervenção estatal através da disputa em tribunais de Justiça, na qual os agentes sociais e econômicos afetados pelas externalidades ambientais negativas entrariam em juízo contra os agentes econômicos causadores das externalidades. Já na segunda fase, há a emergência e operacionalização, por parte de governos de economias industrializadas e emergentes (como o Brasil), de mecanismos políticos de comando e controle.

Exemplo, no Brasil, pode ser a Resolução CONAMA no 237/1997, que dispõe sobre a revisão do Sistema de Licenciamento Ambiental (prévia, instalação e operação) ou a Lei no 9.433/1997 que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Dois fatores podem ser identificados no uso de mecanismos de C&C na implementação de políticas ambientais: (1) imposição governamental de padrões sobre o nível utilizável de um insumo básico ou pelo padrão de emissão de poluentes do (s) agente (s) econômico (s); (2) determinação de tecnologia para efeito de redução ou eliminação da poluição/degradação ambiental estabelecida pelo cumprimento de um padrão emissor definido anteriormente.

De acordo com Luciana Togeiro (1994), o mecanismo de regulação política C&C se caracteriza, especialmente, por situar o agente econômico poluidor como uma espécie de “eco delinquente”, passível de penalidades tanto judiciais quanto administrativas, caso não obedeça às regras ambientais impostas em sua atividade econômica. Para Lustosa, Cánepa & Young (2010), ainda que seja um avanço, os mecanismos de C&C possuem algumas deficiências operacionais que terminam por diminuir a eficácia das políticas ambientais. Os autores consideram que os mecanismos de C&C, além de terem um alto custo de implementação, podem ser injustos ao tratar todos os poluidores da mesma forma, sem levar em conta diferenças entre as empresas

(estrutura econômica e mesmo intensidade de uso de recursos naturais) e também a quantidade de poluentes que emitem no meio ambiente.

Uma saída mais operacional, para os autores, ocorreu numa terceira fase da política ambiental que possui um caráter “misto” entre o mecanismo de C&C e o uso de IE, cujo objetivo é a internalização dos custos ambientais (os mecanismos de gestão na política nacional de mudança do clima no Brasil são “herdeiros” diretos dessa fase, em especial). Neste caso, a política ambiental adota estímulos aos agentes econômicos, tanto com o objetivo de combater a poluição/degradação ambiental, quanto a moderação no uso econômico dos recursos naturais, cujo resultado é uma espécie de política ambiental pautada num padrão de qualidade, tipificado em metas governamentais.

Por exemplo: o Princípio de Poluidor Pagador (PPP) é um exemplo de um instrumento de mercado que visa modificar o comportamento dos poluidores ao obrigar os agentes econômicos poluidores a arcarem com os custos necessários estabelecidos pelas políticas governamentais. Dentro desse quadro, podem surgir incentivos perversos como, por exemplo, o propósito de determinada taxa sobre a poluição da água é reduzir o quadro de poluição de determinado rio, entretanto, essa mesma medida pode elevar a poluição se os critérios elencados não forem baseados no conteúdo dos poluentes.

Utilizados, fundamentalmente, para a geração de receita, os IE, de acordo com Seroa da Mota (2006), ainda que bem difundidos na América Latina (tomando os casos brasileiro, peruano, colombiano e mexicano), encontram resistência, do ponto de vista do alcance de seus resultados em qualidade ambiental, na (1) fragilidade institucional e operacional dos organismos ambientais, especialmente quanto à insuficiência de recursos investidos, inexperiência na gestão, jurisdição incerta para efeitos de implementação e aquela com alta capacidade de redução de desempenho; (2) na relativa baixa redução dos impactos ambientais² e; (3) na ausência de redes políticas, intergovernamentais e mesmo intragovernamentais que deem suporte à implementação e avanço operacional dos IE na gestão de políticas públicas ambientais na região (SEROA DA MOTA, 1996; CORRALES, 2007).

² Essa observação deriva da percepção de que, embora os IE sejam operacionais e auxiliem fortemente na valoração política dos bens e serviços ecossistêmicos, na medida em que estimulam a criação de legislação mais alinhada à valoração ambiental e, conseqüentemente, de políticas públicas mais responsivas à qualidade ambiental. Não creio que a inferência clássica da Economia Ambiental Neoclássica de que a alocação ótima dos recursos naturais (renováveis ou não, bióticos ou abióticos) se dê via mercado, sem coadunação com medidas governamentais. O resultado final da exclusiva abordagem via mercado na valoração ambiental é o surgimento de “falhas ambientais de mercado”.

Relacionar de maneira direta, do ponto de vista econômico, desenvolvimento com crescimento resulta, para os formuladores de políticas públicas, uma *pressão maior* por políticas que contemplem, *grosso modo*, a dissociação entre economia e ecologia. A falta de integração política (a baixa sinergia) entre economia e ecologia resulta em políticas públicas que não incorporam o custo ambiental da degradação dos bens e serviços ambientais (MAY, 2010; DALY & FARLEY, 2004). Neste sentido, e como já ressaltado no tópico anterior, o jogo democrático tem alta incidência na ampliação ou redução dessa sinergia entre economia e ecologia, do ponto de vista de políticas e programas que contemplem gestão política e econômica do meio ambiente.

Uma causa da maior eficácia das políticas ambientais pode ser observada na prioridade ambiental dentro das metas políticas e econômicas governamentais. É interessante tomar esse quadro de importância dos fatores políticos e econômicos na orientação de políticas ambientais no pressuposto de que: (i) o mercado reagiria de forma mais eficiente na proteção do meio ambiente *sob efeito* de incentivos; e (ii) o governo atuaria tanto como orientador quanto supervisor das políticas públicas ambientais, proporcionando benefícios dispersos (atingindo tanto o produtor quanto a sociedade). Essa pressuposição derivaria da observação de May (1995), segundo a qual *as orientações de caráter político teriam maior capacidade de alocação dos recursos públicos do que os critérios econômicos ancorados numa racionalidade dura* [itálico meu]. A cooperação, no caso, torna-se peça fundamental para uma política ambiental integrada.

Um caso desse distanciamento e falta de cooperação política (muito mais, até, do que coordenação política), de acordo com dados do próprio Banco Mundial (World Bank, ICR, 2005) é, lamentavelmente, ilustrativo desse cenário: o Ministério das Minas & Energia abandonou a cooperação política com o Ministério do Meio Ambiente na implementação de Avaliações Ambientais Estratégicas – muito mais consistentes para avaliação dos impactos ambientais e sociais de empreendimentos econômicos - para projetos nas bacias hidrográficas como foi solicitado pelo Banco Mundial no Primeiro Empréstimo Programático de Reforma para a Sustentabilidade Ambiental (Empréstimo N° 7256-BR).

Tanto o desenho institucional quanto a preferência política, contida na agenda governamental e decisional, por um tipo de modelo de desenvolvimento econômico pode influenciar diretamente na maior ou menor aderência do modelo de política ambiental, mais ou menos sustentável, no processo de tomada de decisão (BANCO

MUNDIAL, 2010). Baixa integração no processo decisório de políticas que envolvam o meio ambiente, como a relativa à segurança energética ou de mudança no uso do solo (relativas à expansão de área agropecuária), resulta em efeitos diretos na qualidade ambiental.

Entende-se que o processo de fragmentação das políticas públicas prejudica a implementação de políticas que contemplem a qualidade ambiental. No Brasil, é válido ressaltar, esse processo de fragmentação das políticas públicas ambientais corresponde concomitantemente a uma agenda governamental e decisional mais marginal quanto à prioridade de políticas e programas ambientalmente mais sustentáveis e a desenhos institucionais que incorporam atores políticos, cujas agendas prezam mais por retardar ou mesmo vetar políticas ambientais mais responsivas ao meio ambiente.

Ao mesmo tempo em que a maior participação de atores políticos possibilita maior inclusividade e governabilidade democrática, a ausência de uma agenda ambiental governamental e decisional consistente possibilita a fragilidade da política ambiental e, assim, resulta em poucos avanços institucionais com efeitos perversos na qualidade ambiental.

A ausência de maior coordenação política entre organismos governamentais (analisados em nível federal) resulta em perda de capacidade decisória na promoção de políticas que valorizem os ativos ambientais e, em grande medida, se deve ao controle da agenda. Pode-se dizer que, no Brasil, a agenda governamental resta ainda incipiente - e, porque não dizer, contraditória - no que tange ao desenvolvimento de uma economia mais sustentável.

Na realidade, existe um problema de entendimento tanto conceitual (sobre do que se trata “meio ambiente”) quanto operacional (quais os limites do que é “política ambiental”) na gestão pública não apenas brasileira e de outros países latino americanos (CORRALES, 2007; DOMINGUEZ, 2010). Situação refletida diretamente nas fronteiras setoriais governamentais envolvidas com o meio ambiente no âmbito do planejamento energético, por exemplo. E quanto menor a *accountability* (seja vertical, horizontal e social), maior o risco de que a política ambiental seja capturada por outras e restringida em suas atribuições políticas e institucionais.

As razões - e devem ser dispostas no plural realmente - devem-se à natureza multidisciplinar e intersetorial, dentro de um marco legal pouco adaptável a um fator interdependente como o ambiental, dificultando delimitar - política e institucionalmente - competências decisórias e corresponsabilidades e, portanto, numa coordenação nas

decisões políticas a fixar prioridades governamentais conjuntas mais horizontais que priorizem e valorem o objeto “meio ambiente” no componente políticas públicas. Para Stahl, Jr. *et. al.* (2003), para “valorar” politicamente o meio ambiente é fundamental que a gestão de políticas ambientais integre tanto os aspectos econômicos quanto ecológicos no processo decisório.

A (Difícil) Valoração Política do Meio Ambiente no Brasil

Por meio de três critérios analíticos é possível observar a “valoração política” consistente do meio ambiente no processo político: (1) a criação e manutenção de instituições políticas ambientais com domínio decisório próprio e não subordinadas institucionalmente a outros organismos (Ministérios ou Secretarias) concorrentes em matérias que envolvam meio ambiente; (2) legislação com mecanismos constitucionais de incorporação doméstica de regimes ambientais internacionais; (3) investimento em gestão ambiental estável e crescente numa trajetória temporal.

No Brasil, há uma baixa valoração política dos ativos ambientais bem como uma coordenação política ambiental reduzida. Um resultado efetivo – encarado como um efeito perverso do ponto de vista ambiental - ocorre em políticas públicas de desenvolvimento da infraestrutura e segurança energética que demandam reordenamentos territoriais de unidades de conservação federais que ocorrem no Brasil sem devido mapeamento de potencial econômico destas unidades pelos serviços ecossistêmicos prestados, como a regulação climática ou controle de erosão, por exemplo. É o caso exemplar de agendas concorrentes.

Por potencial econômico das unidades de conservação refiro-me a algumas atividades como: (1) potencial econômico da exploração de produtos florestais; (2) potencial econômico das reservas de carbono – especialmente importante quanto aos resultados de metas governamentais para conter a emissão de GEE; (3) produção e conservação de recursos hídricos (RODRIGUES, 2011). Por meio da Lei N^o. 9985 de 18/07/2000, foi instituído o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), criando e regulamentando as Unidades de Conservação e dividindo-as, em sua gestão, em unidades de proteção integral e unidades de uso sustentável, adotando, também, mecanismos políticos e institucionais mais participativos na criação das UC’s (com exceção das Estações Ecológicas e Reservas Biológicas), através de consultas públicas, reduzindo, assim, maiores possibilidade de atritos na criação destas UC’s.

Quanto ao primeiro grupo de UC's – de proteção integral – encontram-se as Estações Ecológicas, Reservas Biológicas, Parques Nacionais e Estaduais, Monumentos Naturais e Refúgios da Vida Silvestre; quanto ao segundo grupo – de unidades de uso sustentável – estão as Áreas de Proteção Ambiental, Áreas de Relevante Interesse Ecológico, Florestas Nacionais e Estaduais, Reservas Extrativistas, Reservas de Fauna, Reservas de Desenvolvimento Sustentável e Reservas do Patrimônio Natural (ICMBio, 2011). Embora cumpram funções cujos benefícios são usufruídos por setores econômicos, como uma expressiva parcela de água – observando-se quantitativa e qualitativamente o benefício – que compõe reservatórios de usinas hidrelétricas, assegurando abastecimento energético às cidades e indústrias, a valoração desses benefícios é social e politicamente baixa (MEDEIROS, *et al.* 2011). E muito menos constam como um indicador viável a ser agregado na contabilização política em torno de crescimento econômico, alimentando o *trade off* entre crescimento econômico e degradação ambiental.

Quanto ao potencial de redução da emissão de GEE por parte do Brasil, por exemplo, as unidades de conservação maximizam o potencial de combate às mudanças climáticas (através do sequestro florestal de carbono), especialmente quanto a um fator de maior preponderância no quadro emissor brasileiro (já que o desflorestamento foi o responsável por mais de 60% das emissões totais brasileiras de GEE para o ano de 2005): mudança no uso do solo. De acordo com Medeiros *et al.* (2001, p. 26):

Além de evitar as emissões por queima da floresta, as unidades de conservação impedem emissões de gases provenientes de atividades como pecuária e agricultura, especialmente de metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O), que têm potencial de aquecimento maior que o CO₂; suas emissões foram responsáveis por entre 10% e 19% das emissões brasileiras de gases de efeito estufa em 2005.

Neste estudo, Medeiros *et al.* (2001) contabilizam esse potencial e distinguem o valor estimado do estoque em milhões de Reais, por bioma e modelo de unidade de conservação, como pode ser visualizado nas Tabelas 2 e .3

Tabela 2. Valor estimado para o estoque de carbono nas UC's de Proteção Integral e Potencial Econômico em Reais.

Unidades de conservação de proteção integral				
Bioma	Área das UCs (ha)	Desflorestamento evitado nas UCs (ha)	Volume de Carbono (tC)	Valor do estoque de emissões evitadas (milhões de R\$)
Amazônia	39.687.400	7.937.480	1842.960.376	28.661
Cerrado	5.203.200	4.162.560	206.046.720	7.006
Mata Atlântica	2.365.600	1.892.480	136.258.560	4.633
Caatinga	907.600	726.080	35.940.960	1.222
Pantanal	612.100	489.680	24.239.160	824
Total		15.208.280	1.245.445.776	42.346

Fonte: Medeiros *et. al* (2011).

Tabela 3. Valor estimado para o estoque de carbono nas UC's de Desenvolvimento Sustentável e Potencial Econômico em Reais.

Unidades de conservação de uso sustentável				
Bioma	Área das UCs (ha)	Desflorestamento evitado nas UCs (ha)	Volume de C (tC)	Valor do estoque de emissões evitadas (milhões de R\$)
Amazônia	60.766.600	12.153.320	1.003.864.232	34.131
Cerrado	7.886.100	6.308.880	220.810.800	7.508
Mata Atlântica	5.325.500	4.260.400	238.582.400	8.112
Caatinga	4.314.200	3.451.360	120.797.600	4.107
Pantanal	0	0	0	0
Total		26.173.960	1.584.055.032	53.858
			Valor total de ambos os modelos de unidades de conservação	96.204

Fonte: Medeiros *et. al* (2011).

Dado que por volta de 80% das emissões globais de GEE são oriundas da queima de combustíveis fósseis significa, basicamente, que existe um fluxo do carbono depositado e retido no subsolo há milhões de anos e, por meio das atividades

econômicas, liberado novamente na atmosfera terrestre (IPCC, 2007). O sequestro de carbono por meio de florestas, embora exista incerteza quanto a real estimativa, pode ser equivalente, numa abordagem mais otimista, em torno de 12 a 15% da emissão por combustíveis fósseis (nos ritmos atuais de emissão) nos próximos 50 anos (BROWN *et al.*, 2001).

Ainda que o cenário seja positivo, do ponto de vista dos ativos ambientais brasileiros no uso de suas UC's para sequestro de carbono, e também para auxiliar nas metas próprias de redução de GEE, há um hiato entre o recurso (capacidade de sequestro florestal de carbono das UC's) e valoração política efetiva desse ativo ambiental na política nacional de mudança do clima. A importância econômica e, fundamentalmente, também política (afinal, afetam direta e indiretamente as coletividades humanas) dos ecossistemas reside na diversidade de benefícios resultantes (denominados de serviços ambientais), como a regulação climática, armazenamento e sequestro de carbono, conservação da biodiversidade, conservação e regeneração dos solos, etc (FAO, 2007).

E muitos desses serviços ambientais, oferecidos pelas UC's, encontram-se seriamente comprometidos, graças ao ritmo alucinante de geração de externalidades imprimidas por um modelo de economia de alto carbono e por uma baixíssima e inadequada valoração econômica (e, conseqüentemente, política) dos bens e serviços ambientais não só pelo Mercado, mas também por parte do Poder Público.

Quais as medidas políticas, portanto, para equacionar esse “delicado equilíbrio” na formulação e implementação de políticas ambientais que preservem o desenvolvimento econômico, alavanca do desenvolvimento social?

Para responder essa pergunta, é necessário reconhecer a ausência de conexão na formulação de políticas públicas envolvendo o meio ambiente entre economia e ecologia. Afinal, crescimento econômico e conservação ambiental são encarados frequentemente como metas políticas antagônicas, efeito direto da baixa conexão entre economia, ecologia e política no ciclo das políticas públicas (MAY, 1995; DALY & FARLEY, 2004; ALLIER & JUSMET, 2006).

Políticas para a criação (e até mesmo para a manutenção) de unidades de conservação federais (para não dizer das UC's estaduais) padecem de efeitos diretos relacionados às políticas públicas de desenvolvimento da infraestrutura e segurança energética e, mais do que, diretamente relacionadas, são *afetadas* em razão de suporte à demanda energética oriunda do crescimento e desenvolvimento econômico.

Por exemplo: a criação de unidades de conservação pode incidir em custos políticos à criação de alguma usina hidroelétrica, gerando impasses que prejudicam as metas desenvolvimentistas governamentais, pautadas numa agenda de crescimento econômico contínuo, já desenhadas política e institucionalmente sob um cenário de baixa coordenação e transversalidade da matéria ambiental, resultando em *falhas de comunicação* entre os decisores políticos para uma resolução equilibrada que contemple tanto as metas de desenvolvimento quanto de conservação ambiental.

Usinas hidroelétricas, *grosso modo*, causam elevados impactos sobre o meio ambiente, impactos observáveis e significativos que transcorrem desde as fases de construção até operação da usina. Do ponto de vista da eficiência energética, a hidroeletricidade, no Brasil, têm vantagens tanto técnicas quanto econômicas, além de ser renovável e também com elevada disponibilidade no país. Entretanto, ainda que haja uma boa gestão ambiental de um projeto energético, os impactos decorrentes da criação de uma usina hidroelétrica geram impactos químicos (como a geração de compostos nocivos ao ser humano), biológicos (efeitos perversos da usina hidroelétrica sobre a biodiversidade local) e sociais (desagregação social de comunidades ribeirinhas, e maior incidência de doenças entre a população), impactos estimulados, muitas das vezes, devido ao modelo empregado de avaliação e gestão ambiental, que calcula os impactos apenas tardiamente, ainda que os custos envolvidos para incorporação de alternativas sejam menores para fases iniciais dos projetos (SOUZA, 2000).

Num cenário político de baixa percepção dos benefícios ecossistêmicos à economia – embora economicamente existentes - os decisores políticos, pressionados pela crescente demanda por energia, “escolhem”, através de suas preferências políticas, o incremento do principal modelo energético existente. No caso brasileiro, o hidroelétrico. E, inúmeras vezes, as avaliações de impacto ambiental sofrem de baixa transparência e mesmo são dispostas durante o processo de implementação da usina e não antes, confirmando uma baixa responsividade ambiental (CONSERVAÇÃO INTERNACIONAL, 2009).

Um exemplo não apenas da ausência de coordenação política envolvendo a política ambiental e a política energética brasileira foi a decisão unilateral, por parte do Ministério de Minas e Energia, em debandar da concertação política com o Ministério do Meio Ambiente na implementação das Avaliações Ambientais Estratégicas para projetos hídricos nas bacias hidrográficas, de acordo com a determinação do Banco

Mundial no Primeiro Empréstimo Programático de Reforma para a Sustentabilidade Ambiental (BANCO MUNDIAL, 2009, Empréstimo N° 7256-BR).

Mas se não existe a contabilidade dos ativos ambientais na gestão de segurança energética, há também uma ausência na contabilização das externalidades ambientais resultantes da implementação de projetos hidroelétricos. Perde-se, do ponto de vista ambiental, duas vezes: ao não contabilizar os benefícios econômicos das unidades de conservação e ao não contabilizar, desde o início dos projetos de segurança energética, por exemplo, as externalidades ambientais negativas resultantes, fomentando somente depois medidas reparatórias.

De acordo com o Banco Mundial (2002), o Brasil possui um dos mais avançados sistemas de gestão de políticas ambientais entre grandes economias emergentes, ainda que as instituições envolvidas com o meio ambiente operem sem devida integração e coordenação, especialmente quanto à incapacidade política e institucional do MMA em transversalizar essa política pelos baixos incentivos derivados do Executivo federal, como o exemplo relativo à política de segurança energética.

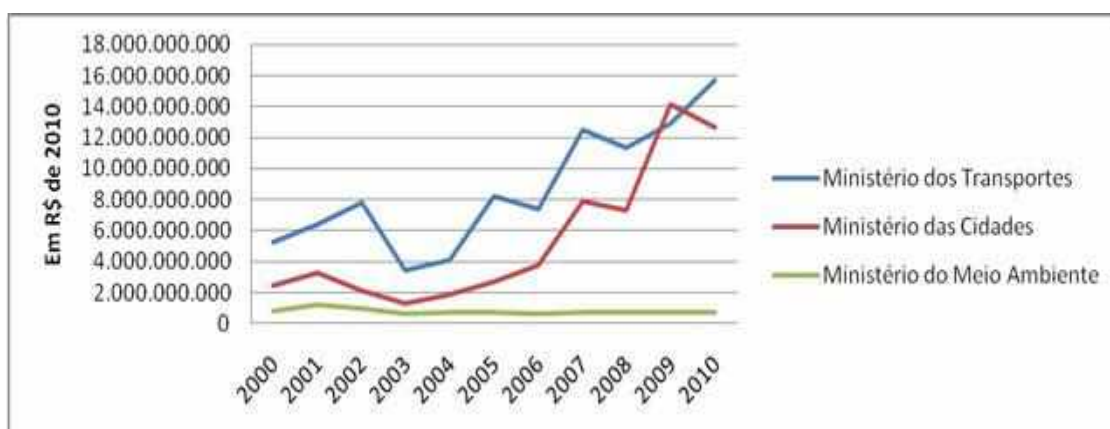
Outro problema mensurável e diretamente perceptível da baixa prioridade política em matérias de políticas ambientais ocorre em como os governos investem recursos públicos em gestão ambiental. Essa observação é derivada da hipótese de que menores investimentos públicos em proteção ao meio ambiente refletem menor aderência e importância da agenda ambiental nas políticas governamentais. Por função de proteção ao meio ambiente no Brasil, entende-se a gestão, operacionalização e suporte dos organismos institucionais responsáveis pelo (i) controle ambiental, (ii) controle da poluição do ar e do som, (iii) políticas e programas de reflorestamento, (iv) monitoramento de áreas degradadas, (v) obras de prevenção a secas e (vi) levantamentos e serviços de remoção de lixo em áreas de proteção e reservas ambientais (florestas, lagoas, rios, etc.).

Entre os anos de 2003 e 2008, o investimento em benefício do meio ambiente teve um crescimento de 25% em termos reais (SIAFI, 2012). Os recursos previstos no Orçamento Geral da União tiveram um crescimento da ordem de 70%, entre o período entre 2003 e 2009 sob a Administração Lula da Silva, resultando em um salto de R\$ 2,1 bilhões no ano de 2003 para R\$ 3,5 bilhões no ano de 2009. Descontada a inflação no período respectivo, houve um acréscimo de R\$ 1,4 bilhão (SIAFI, 2012). Quando observados os últimos seis anos houve um investimento de R\$ 7,9 bilhões no estímulo e

desenvolvimento tanto de projetos quanto de atividades relativas ao meio ambiente por parte do governo federal (SIAFI, 2012).

Na Figura 1, abaixo posicionada, é possível observar que os recursos governamentais federais brasileiros destinados ao Ministério do Meio Ambiente, quando tomados em comparação aos Ministérios dos Transportes e Cidades, mantém uma estagnação de dotação orçamentária que possibilita avaliar o pouco consistente e substancial investimento em meio ambiente por mais de dez anos (2000 – 2010).

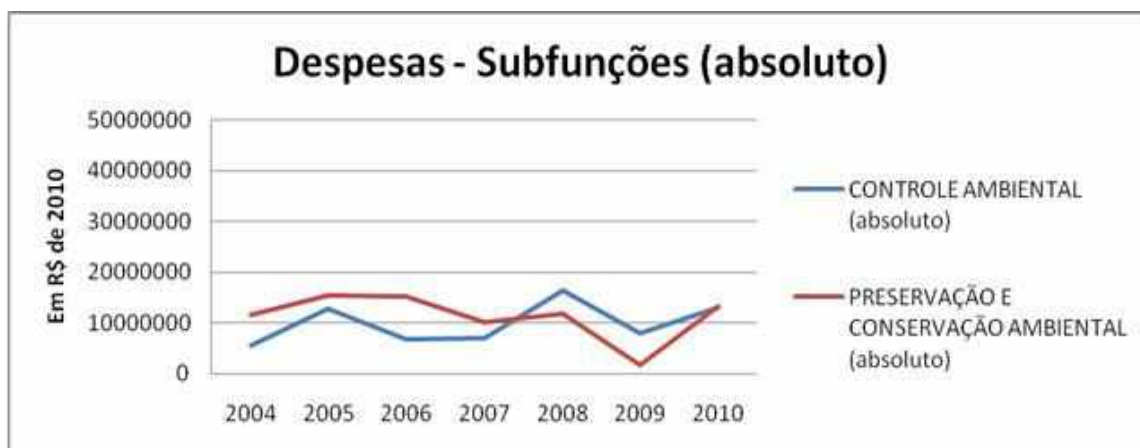
Figura 1. Comparação de Investimento em Reais entre Ministérios (2000-2010).



Fonte: SIAFI (2012).

E mesmo o investimento em controle, preservação e conservação ambiental também padece, do ponto de vista do investimento, um processo de estagnação entre 2004 a 2010, como é possível observar na Figura 2.

Figura 2. Despesas Orçamentárias do Ministério do Meio Ambiente – subfunções de controle ambiental e preservação e conservação ambiental (2004-2010).



Fonte: SIAFI (2012).

As aplicações dos recursos orçamentários destinados não representaram nem metade do orçamento autorizado para o Ministério do Meio Ambiente no respectivo período, chegando ao montante de R\$ 16,1 bilhões de Reais, configurando uma “sobra no caixa” de aproximadamente R\$ 8,1 bilhões de Reais, entre os anos de 2003 e 2008 devidos, em parte, pelo contingenciamento relativo ao auxílio na constituição do *superávit* primário do governo federal (MMA, 2011).

Do ponto de vista comparativo, na variação percentual de investimento do governo federal, existe um abismo colossal entre o que é destinado ao Ministério das Cidades e o Ministério do Meio Ambiente, resultando num cenário de baixa eficácia da gestão de políticas ambientais em nível federal em muito pelo próprio esforço contínuo do Executivo federal, como é possível visualizar na Tabela 4.

Tabela 4. Variação das despesas discricionárias dos Ministérios dos Transportes, Cidades e Meio Ambiente, 2007-2010 (com valores corrigidos e atualizados para 2010).

	2007 (em R\$ de 2010)	2010 (em R\$ de 2010)	Varição Percentual
Ministério dos Transportes	4.096.201.347	15.664.567.290	282%
Ministério das Cidades	1.887.381.270	12.653.686.393	570%
Ministério do Meio Ambiente	660.043.219	694.434.147	5%

Fonte: SIAFI (2012).

Embora exista um aumento quantitativo, nas últimas décadas, de áreas protegidas e também de políticas que fomentam a conservação dos biomas nacionais, uma única situação – para ficar apenas nela – restringe consideravelmente o nível de desempenho ambiental brasileiro: a baixíssima prioridade orçamentária do MMA no governo federal brasileiro, como já ressaltado. De acordo com Dutra, Oliveira & Prado (2006), o investimento em relação ao número de hectares de UC's sob a administração do MMA passou, ao longo de seis anos, de R\$ 42,51/ha, em 2000, para R\$ 25,19/ha, em

2006; mesmo com todo o potencial das UC's em sequestro de carbono ou conservação da biodiversidade, auxiliando diretamente nas metas governamentais brasileiras relativas aos regimes internacionais de biodiversidade e de mudanças climáticas.

Outro aspecto da baixa valoração política ambiental brasileira é relacionada à proteção de biomas, caso especialmente significativo para o Brasil, país megadiverso e que tem na mudança no uso do solo (fenômeno de deflorestação, por exemplo) a maior contribuição nacional para o quadro das mudanças climáticas globais. O Brasil é signatário da Convenção sobre Diversidade Biológica das Nações Unidas e, como signatário, adotou o Plano Estratégico da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB).

Em 2006, o governo brasileiro estabeleceu a Resolução nº 03 da CONABIO que configurou as Metas Nacionais de Biodiversidade para 2010. O resultado foi o incremento de políticas ambientais alinhadas às metas da CDB (conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade), mas também na criação de instituições especialmente voltadas à gestão dessa política, no caso, o ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade), o Serviço Florestal Brasileiro (SFB) e o Centro Nacional para a Conservação da Flora (CNCF), cujo objetivo institucional conjunto dos três organismos é a criação e gestão de unidades de conservação, o fomento de estratégias para a conservação da biodiversidade, o uso e conservação dos recursos florestais brasileiros e o mapeamento e gestão da flora brasileira.

Os resultados para a proteção dos biomas brasileiros alcançaram apenas duas das metas concertadas na CDB de forma integral (100%), especialmente: (1) a publicação de listas e catálogos das espécies brasileiras e (2) a redução de 25% do número de focos de calor em cada bioma nacional. E, como informa o Quarto Relatório Nacional para a Convenção sobre Diversidade Biológica - MMA (2011, p. iv):

Quatro outras metas alcançaram 75% de cumprimento: conservação de pelo menos 30% do bioma Amazônia e 10% dos demais biomas; aumento nos investimentos em estudos e pesquisas para o uso sustentável da biodiversidade; aumento no número de patentes geradas a partir de componentes da biodiversidade; e redução em 75% na taxa de desflorestamento na Amazônia.

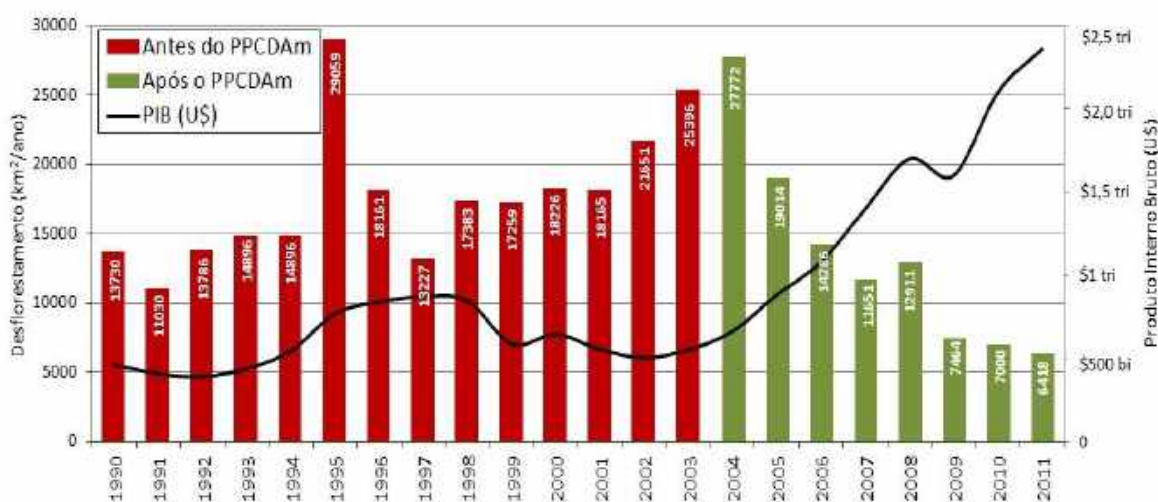
Reforço a importância de ressaltar que a ausência de políticas ambientais consistentes interfere de forma ainda mais premente na qualidade ambiental de um país. Um caso bem ilustrativo quanto a isso é referente ao desflorestamento amazônico, diretamente correlacionado ao grau maior de emissão de GEE do país, já que segundo o

IPCC, por volta de 17% da emissão de GEE na atmosfera se deve ao desflorestamento e a decomposição de biomassa (IPCC, 2007). De acordo com Assunção, Gandour & Rocha (2012), por volta da metade do desflorestamento evitado na Amazônia, no período de 2005 a 2009, pode ser atribuído diretamente às políticas de conservação ambiental empregadas na segunda metade dos anos 2000.

A premissa do estudo é de que não apenas a variabilidade dos preços das *commodities* agrícolas (soja e carne bovina, por exemplo) altera o incremento do desflorestamento amazônico, mas também a efetiva implementação de políticas ambientais que priorizem a conservação ambiental, como se configura o “Plano de Ação para a Prevenção e Controle do Desflorestamento na Amazônia Legal (PPCDAM)”, lançado em 2004 pelo governo federal.

Para tanto, metodologicamente, os autores isolaram estatisticamente o impacto da política ambiental de outros impactos potenciais cuja determinação econômica seria direta, como o ciclo dos preços das *commodities* agrícolas. Quando observamos o “antes” e o “depois” da implementação dessa política pública, a diferença é substancial como é possível visualizar na leitura da Figura 3.

Figura 3. Efeitos dos Planos de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento no Bioma Amazônico (1990 – 2011).



Fonte: MMA (2012)

A implementação dos PPCDAm resultaram de forma direta na menor incidência do desflorestamento no bioma amazônico ao longo de 11 anos (1990-2011), com resultados significativos observados nos anos anteriores a implementação dos PPCDAm. E o mais interessante é poder visualizar que a correlação entre maior incidência de desflorestamento no bioma amazônico e o crescimento da economia

brasileira não foi significativo. Na verdade, houve um distanciamento positivo entre os dois fatores, ainda que seja possível inferir que a economia brasileira dependa fortemente das *commodities* e a política pública, no caso, tenha sido o fator mais fundamental para frear a maior incidência do desflorestamento no bioma amazônico e, por conseguinte, no aumento da emissão total de CO₂ por parte do Brasil.

A valoração ambiental passa, portanto, pelo reforço das políticas públicas e também das instituições. O meio ambiente, enquanto objeto de uma política pública, é uma espécie de “guarda-chuva”, no qual cabem diversas “políticas ambientais” que demandam instituições responsivas à matéria ambiental com efetivas concertações políticas que contemplem o componente ambiental contido em outras políticas.

Considerações Finais

A baixa institucionalidade ambiental resulta em dois problemas: (1) a ausência de mecanismos factíveis de coordenação intersetorial nos programas de governo e (2) o curto alcance setorial da política ambiental. No Brasil, os Ministérios (Minas & Energia, por exemplo) responsáveis por formular e implementar políticas que lidem de forma marginal com ativos ambientais se caracterizam pela ausência de dispositivos institucionais que incorporem, desde o processo de formulação e implementação dessa política ambiental marginal, atores políticos diretamente mais responsivos à questão ambiental, o que padece, nos resultados decisórios relativos à qualidade ambiental de programas e projetos, uma tensão política em torno de quais melhores políticas a serem adotadas pelo poder público.

O quadro geral é de inconsistência e mesmo incoerência de políticas ambientais nominalmente interdependentes, com baixo grau de coordenação e, especialmente, implementação conjunta de ações para reforçar as metas de conservação ambiental, ainda que exista um reforço marginal na institucionalização de políticas mais integradas entre Ministérios que lidem de forma direta e indireta com o meio ambiente.

A maior representatividade democrática e o compartilhamento de informações no ciclo das políticas públicas permitem maior eficiência e decisividade da política ambiental. Para tanto, dependem fortemente do desenho de políticas que se caracterizariam por *antecipar* mais do que *reagir* às externalidades ambientais, algo que é diretamente relacionado à consolidação da responsividade em todo o processo político

ambiental, algo que no Brasil, como foi possível observar ao longo deste artigo, encontra-se num lento e confuso processo político.

Referências Bibliográficas

- ALIER, Joan Martínez; JUSMET, Jordi Roca. (2001), *Economia Ecológica y Política Ambiental*. México: FCE.
- BANCO MUNDIAL. (2010), “Estudo de Baixo Carbono para o Brasil.” Departamento de Desenvolvimento Sustentável – Região da América Latina e Caribe. Washington.
- BOVENS, Mark. (2007), “Analysing and Assessing Accountability: a conceptual framework. *European Law Journal*, vol. 13, n.04, Julho, p. 447-468.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. (2012), *Relatório de Avaliação do Plano Plurianual 2004-2007– Ano Base 2005*. Brasília, 2006, 188 p., Caderno 2012.
- BRINKERHOFF, Derick W. (1996), “Coordination issues in policy implementation networks: managing madagascar’s environmental action plan”. *In: World Development*, vol. 24, nº 9, p. 1497-1510.
- COUTINHO, Marcelo Vasconcelos. (2008), *Crises Institucionais e Mudança Política na América do Sul*. Rio de Janeiro: Marcelo Coutinho.
- COX, Gary. W. and MCCUBBINS, Mathew. D. (2001). “*The Institutional Determinants of Economic Policy Outcomes*”. *In: Haggard, S. and McCubbins, M. D. Presidents, Parliaments and Policy*. New York: Cambridge University Press.
- DALY, Herman; FARLEY, Joshua. (2004), *Economia Ecológica: princípios e aplicações*. Lisboa: Instituto Piaget.
- DUTRA, R.; OLIVEIRA, A. B.; PRADO, C. G. (2006), “Execução orçamentária do Ministério do Meio Ambiente entre 2000 e 2005”. *Política Ambiental: conservação internacional*, Belo Horizonte, v. 2.
- GIOVANNINI, Fábio. (1997), “A democracia é boa para o ambiente?”, *Revista Ambiente & Sociedade*, Campinas, Ano I – no 1, 103-115.
- LE PRESTRE, P. (2000), *Ecopolítica Internacional*. São Paulo: Editora Senac: São Paulo.
- LUSTOSA, M.C.J., CÁNEPA, E.M. & YOUNG, C.E. (2009), “Política Ambiental”. *In: MAY, P.H., LUSTOSA, M.C.J. & VINHA, V. Economia do Meio Ambiente: Teoria e Prática*. RJ: Elsevier.

MAY, Peter H. 1995. Economia Ecológica e o Desenvolvimento Equitativo no Brasil. *In: MAY, Peter H. Economia Ecológica. Aplicações no Brasil.* Rio de Janeiro: Campus. Cap. 1, p. 1-20.

MEDEIROS, Rodrigo; YOUNG, Carlos Eduardo Frickmann; PAVESE, Helena Boniatti; ARAÚJO, Fábio França Silva. (2011), Contribuição das unidades de conservação brasileiras para a economia nacional: Sumário Executivo. Brasília: UNEP-WCMC, 44p.

MOISÉS, José A (org). (2010), Democracia e Confiança: porque os cidadãos desconfiam das instituições públicas? São Paulo: Edusp.

MOTA, José A; BURSTZYN, José Oswaldo C. J; ORTIZ, Ramon A. (2010), “A valoração da biodiversidade: conceitos e concepções metodológicas. *In: MAY, Peter H. Economia do Meio Ambiente: teoria e prática.* Rio de Janeiro: Elsevier.

O'DONNELL, Guilherme. (1991), “Democracia delegativa?”. *Novos Estudos Cebrap*, São Paulo, (31).

PRZEWORSKI, Adam; Alvarez, M, E., Cheibub, J. A., and Limongi, F. (2000), *Democracy and Development.* New York: Cambridge University Press.

RODRIGUES, D. F. (2011). “Dinâmica Institucional, Políticas Públicas e o Desempenho Político Ambiental Brasileiro”. *Sustentabilidade em Debate*, v. 2, n. 2, p. 149-164.

_____. (2012). “Crônica de uma Ineficiência Anunciada? Desenho e Déficit Institucional do Regime Internacional de Mudanças Climáticas na ONU”. *Teoria & Pesquisa*

SIAFI. Balanço Orçamentário do Ministério do Meio Ambiente (com seus órgãos subordinados). Ano de Referência: 2012. Disponível em https://consulta.tesouro.fazenda.gov.br/bguweb/dir_list.asp Último acesso em 27 de Janeiro de 2013.

TSEBELIS, Georges. (2009), Atores com Poder de Veto: como funcionam as instituições políticas. Rio de Janeiro: Editora FGV.